

Aus dem Max Planck-Institut für Biophysik in Frankfurt/M.
Direktor: Prof. Dr. Dr. Dr. B. Rajewsky

Für die Bevölkerung zulässige Konzentrationen
radioaktiver Spaltprodukte in Luft, Trinkwasser
und Lebensmitteln

Inaugural-Dissertation
zur Erlangung des Doktorgrades
der Naturwissenschaftlichen Fakultät der
JOHANN-WOLFGANG-GOETHE-UNIVERSITÄT
zu Frankfurt am Main

vorgelegt von
THOMAS FRANKE
aus Berlin

1963

Gedruckt mit Genehmigung
der Naturwissenschaftlichen Fakultät
der
Johann Wolfgang Goethe-Universität
Frankfurt am Main



1. Gutachter: Prof. Dr. Dr. Dr. B. Rajewsky
 2. Gutachter: Priv.Doiz. Dr. W. Pohlitz
- Tag der mündlichen Prüfung: 22. Februar 1963
Tag der Promotion: 27. Februar 1963

Inhaltsverzeichnis

	Seite
1. Einleitung	- 1 -
2. "Maximal zulässige Strahleneinwirkung": Definition und Anwendungsbereich	- 5 -
3. Natürliche und künstliche Strahlenquellen in der neutigen Umwelt des Menschen	-10 -
3.1. Natürliche Strahlenquellen	-10 -
3.2. Friedliche Anwendung der Atomkernenergie	-19 -
3.3. Strahlenquellen im täglichen Leben	-20 -
3.4. Radioaktive Kontamination durch Versuchs- explosionen	-21 -
4. Ermittlung der zulässigen Konzentrationen radio- aktiver Spaltprodukte	-28 -
4.1. Zulässige Konzentrationen radioaktiver Spaltprodukte in Luft und Wasser	-28 -
4.2. Neutroneninduzierte Radionuklide	-44 -
4.3. Zulässige Konzentrationen radioaktiver Fallout-Produkte in der Atemluft, dem Trinkwasser und den Nahrungsmitteln	-49 -
4.4. Zulässige Konzentrationen radioaktiver Fallout-Produkte in Luft, Trinkwasser und Nahrungsmitteln für spezielle Bevölkerungsgruppen	-60 -
4.4.1. Zulässige Konzentrationen für Verbraucher von Zisternenwasser	-60 -
4.4.2. Zulässige Konzentrationen für Kinder	-62 -
5. Experimentelle Bestimmung der durch die am Erdboden abgelagerten Spaltprodukte hervor- gerufenen Strahlendosis	-66 -
6. Zusammenfassung	-81 -
Literatur	-84 -



Digitized by the Internet Archive
in 2026

1. Einleitung

=====

Die Durchführung von Atombomben-Versuchsexplosionen bewirkt eine radioaktive Kontamination der Biosphäre, d.h. eine Verseuchung der Luft, des Bodens und des Wassers, der Pflanzen und Tiere und der Menschen mit künstlich radioaktiven Substanzen. Die bei einer Testexplosion gebildeten radioaktiven Spaltprodukte werden durch meteorologische Vorgänge über die ganze Erde verbreitet und verursachen primär eine Kontamination der Atmosphäre, d.h. der Troposphäre und Stratosphäre. Die radioaktiven Spaltprodukte lagern sich zum weitaus größten Teil an die in der Luft befindlichen Aerosole an, und werden durch Niederschläge und Sedimentation dem Boden zugeführt und bewirken damit eine Kontamination der Erdoberfläche und der Vegetation. Die auf dem Boden abgelagerten radioaktiven Spaltprodukte haben einmal eine "Strahleneinwirkung von aussen" auf den Menschen zur Folge, zum anderen können sie von Pflanzen aufgenommen werden und ausserdem das Wasser verseuchen. Dadurch entsteht eine radioaktive Verseuchung der Nahrungsmittel, und zwar direkt der pflanzlichen und indirekt der tierischen Produkte. Durch den Verzehr solcher Nahrungsmittel und durch den Verbrauch von kontaminiertem Trinkwasser sowie durch die verseuchte Atemluft werden dem Menschen radioaktive Spaltprodukte zugeführt. Die durch die Kontamination der Biosphäre entstehende Strahlenbelastung des Menschen setzt sich somit aus einer Strahleneinwirkung "von aussen", durch die auf dem Boden abgelagerten, gammastrahlenden Spaltprodukte, und einer Strahleneinwirkung "von innen" durch die inkorporierten Radionuklide zusammen.

Da mit jeder, über die natürliche Strahleneinwirkung hinausgehenden Strahlenbelastung der Bevölkerung das Risiko einer somatischen und insbesondere genetischen Schädigung erhöht wird, ist es notwendig, durch geeignete Massnahmen die zusätzliche Strahlenbelastung so gering wie möglich zu halten. Die Quellen dieser zusätzlichen Strahleneinwirkung sind kerntechnische Anlagen (Reaktoren, isotonenverarbeitende Betriebe), im täglichen Leben vorhandene, verstreute Radioaktivitäten, wie z.B. Leuchtziffern

von Uhren und die Kontamination der Biosphäre durch die Versuchsexplosionen.

In den internationalen Strahlenschutzempfehlungen sind die höchstzulässigen Strahlendosen und die maximal zulässigen Konzentrationen der einzelnen Radionuklide festgelegt worden. Die Benutzung dieser Normen bei der Ermittlung des Gefährdungsrisikos für Menschen in den tatsächlich auftretenden Situationen ist jedoch durch die Kompliziertheit des vorliegenden Sachverhalts sehr wesentlich erschwert, und erfordert für jeden einzelnen Fall besondere Überlegungen und Rechnungen. Die entsprechenden Ermittlungsmethoden sind bis jetzt nicht vereinheitlicht und zum Teil auch nicht geklärt.

Die Aufgabe der vorliegenden Arbeit ist es, die Möglichkeiten der Berechnung zulässiger Konzentrationen radioaktiver Spaltprodukte in Luft, Trinkwasser und Nahrungsmitteln aufzuzeigen, um mit Hilfe der in dieser Arbeit vorgeschlagenen Berechnungsverfahren, die aufgrund des heute Bekannten und ergänzt durch diesbzgl. Messungen des Verfassers, als gesichert erscheinende Werte anzugeben, die im Sinne internationaler Strahlenschutzempfehlungen ein unannehmbares genetisches Risiko für die Bevölkerung ausschliessen. Die durch zusätzliche Strahleneinwirkungen ebenfalls möglichen somatischen Schädigungen von Einzelpersonen werden hierbei nicht berücksichtigt, da bei Einhaltung der unter genetischen Gesichtspunkten ermittelten zulässigen Konzentrationen keine statistisch fassbaren somatischen Effekte festgestellt werden können. Ausgehend von den als zulässig erachteten zusätzlichen Strahlendosen für die Bevölkerung werden hier zulässige Konzentrationen von radioaktiven Spaltprodukten in Luft, Trinkwasser und Nahrungsmitteln ermittelt werden, so dass jeder gemessene Kontaminationswert hinsichtlich der möglichen Gefährdung des Menschen bewertet werden kann. Zu diesem Zweck ist neben einem Vergleich mit der natürlichen, seit Jahrtausenden auf den Menschen einwirkenden Strahlung hier eine genaue und kritische Feststellung der zur Zeit in der Bundesrepublik Deutschland schon vorhandenen zusätzlichen Strahlenbelastung notwendig, da dieser Beitrag bei den durchzu-

führenden Berechnungen berücksichtigt werden muss. Dabei kann die Anwendung ionisierender Strahlen in der medizinischen Diagnostik und Therapie im Sinne der internationalen Strahlenschutz-Empfehlungen unbeachtet bleiben, da hierbei der durch die Strahleneinwirkung hervorgerufene Nutzen in jedem Fall grösser als der dadurch eventuell entstehende Strahlenschaden ist.

Bei der Berechnung der zulässigen Konzentration radioaktiver Spaltprodukte in Luft, Trinkwasser und Nahrungsmitteln muss beachtet werden, dass sich die einzelnen Spaltprodukte sehr stark hinsichtlich ihrer physikalischen Halbwertszeit und hinsichtlich ihres physiologisch-chemischen Verhaltens im menschlichen Organismus unterscheiden; die Verteilung, Ausscheidung und Verweildauer ist für die einzelnen Spaltprodukte in den Körperorganen verschieden. Aufgrund der Tatsache, dass sich die Zusammensetzung des Gemisches der Spaltprodukte zeitlich ändert, müssen die zulässigen Konzentrationen in Luft, Trinkwasser und Nahrungsmitteln ebenfalls eine Funktion der Zeit sein, und zwar in Abhängigkeit davon, in welchem Organ die einzelnen Spaltnuklide bevorzugt abgelagert werden, d.h. welches Organ "kritisch" ist. Es ist dabei weiter zu unterscheiden, ob die radioaktiven Spaltprodukte dem menschlichen Organismus mit der Atemluft oder durch die Nahrungsmittel zugeführt werden. Ausser der, durch die Versuchsexplosionen bewirkten Verseuchung der Biosphäre mit Spaltprodukten, sind die bei der Explosion durch den intensiven Neutronenfluss entstehenden induzierten Radionuklide bei der Berechnung der zulässigen Konzentrationen zu beachten.

Die unter den eben genannten Gesichtspunkten/unter Zugrundelegung der von der International Commission on Radiological Protection angegebenen höchstzulässigen Konzentrationen für die einzelnen Radionuklide und kritischen Organe berechneten Konzentrationen in Luft, Trinkwasser und Nahrungsmitteln ergeben bei Dauerzufuhr eine bestimmte, für die Bevölkerung höchstzulässige Menge an Radioisotopen im betrachteten Organ infolge des Gleichgewichts zwischen der Zufuhr und dem Zerfall und/oder der Ausscheidung des Radionuklids. Die daraus resultierende

Strahleneinwirkung ergibt die von der obengenannten Kommission für die Bevölkerung als annehmbar angesehene zusätzliche Strahlenbelastung von 5 rem in 30 Jahren. Die zu berechnenden Konzentrationenwerte sind somit zu reduzieren, und zwar einmal im Hinblick auf die schon tatsächlich vorhandene zusätzliche Strahlenbelastung der Bevölkerung der Bundesrepublik, zum anderen muss die durch die Fallout-Ablagerungen bedingte Strahleneinwirkung "von aussen" berücksichtigt werden. Die direkte Messung dieser Strahlenbelastung ist mit grossen Schwierigkeiten verbunden, da die durch die im Boden vorhandenen geringen Mengen der natürlich radioaktiven Nuklide hervorgerufene Strahleneinwirkung höher ist als die durch die Fallout-Ablagerungen. Hinzu kommt noch, dass diese natürliche Umgebungsstrahlung in Abhängigkeit von der geologischen Formation starken Schwankungen unterworfen ist. Nach einer kritischen Beurteilung der bisherigen Bestimmungen wird im Rahmen der vorliegenden Arbeit eine Messmethode angegeben, die es gestattet, die Höhe der abgelagerten Spaltproduktaktivität zu bestimmen. Durch Verwendung eines NaJ(Tl)-Szintillationskristalls in Verbindung mit einem Vielkanalanalysator erhält man bei kurzen Messzeiten sichere Aussagen über die Zusammensetzung der natürlichen Umgebungsstrahlung und über die Ablagerung von künstlich radioaktiven Nukliden. Die mit Hilfe dieses Messverfahrens vom Verfasser ermittelten Ergänzungen der bisher bekannten Messdaten werden mitgeteilt. Neben den in dieser Arbeit speziell durchgeführten Untersuchungen der Fallout Ablagerungen eignet sich das Verfahren der Gammaskpektrometrie darüberhinaus zum Nachweis von auf dem Erdboden abgelagerten künstlich radioaktiven Nukliden, wie es z.B. in der Umgebung von Kernreaktoren oder kerntechnischen Betrieben vorkommen kann.

Es wird gezeigt, dass aufgrund der im folgenden beschriebenen Untersuchungen, nämlich der Berechnung der zulässigen Konzentration radioaktiver Spaltprodukte in Luft, Trinkwasser und Nahrungsmitteln und der direkten Bestimmung der Fallout-Ablagerungen, es möglich ist, jede durch die Atombomben-Versuchsexplosionen verursachte Kontamination der Biosphäre hinsichtlich ihrer biologisch-medizinischen Bedeutung für eine Strahlengefährdung der Bevölkerung zu beurteilen.

2. "Maximal zulässige Strahleneinwirkung": Definition und Anwendungsbereich.

=====

Die "maximal zulässige Strahleneinwirkung" ist eine Bezeichnung, die bei allen Strahlenschutz-Betrachtungen zu einem Begriff geworden ist. In der Bundesrepublik Deutschland ist die maximal zulässige Strahleneinwirkung auf die Bevölkerung gesetzlich nicht festgelegt. Die 1.Strahlenschutzverordnung (1) vom Jahre 1960 behandelt nur die maximal zulässige Strahlenbelastung für beruflich strahlenexponierte Personen. Die höchstzulässigen Dosen für die Gesamtbevölkerung müssen demnach den Grundnormen der EURATOM (2), die vertraglich auch für die Bundesrepublik massgeblich sind, und den Empfehlungen der International Commission on Radiological Protection (ICRP) (3) entnommen werden. Diese Grundnormen und Empfehlungen gehen von der Strahlenbelastung der beruflich strahlenexponierten Personen aus, so dass sie auch hier voran gestellt werden soll. Es sei schon an dieser Stelle vermerkt - wie später gezeigt wird -, dass für die Bevölkerung im Ganzen die im folgenden angegebenen Werte auf 1/30 reduziert werden müssen.

Die für beruflich strahlenexponierte Personen angegebene höchstzulässige Dosis ist als Lebensalterdosis D definiert:

$$D = 5 \cdot (N - 18) \text{ rem} \quad (N: \text{Alter in Jahren})$$

Unter der Annahme, dass ein beruflicher Umgang mit ionisierenden Strahlen nicht vor dem 18. Lebensjahr beginnt, bedeutet dies eine höchstzulässige Jahresdosis von 5 rem^+). Durch die Nebenbedingung, dass nicht mehr als 3 rem pro 13 aufeinanderfolgende Wochen akkumuliert werden dürfen, werden zu hohe, einmalige Strahledosen vermieden. Bei Unterschreitung der Lebensalterdosis werden bis zu 12 rem pro Jahr zugelassen.

⁺) Ein "rem" ist die vom menschlichen Körper absorbierte Dosis irgendeiner ionisierenden Strahlung, welche die gleiche biologische Wirkung hervorruft, wie ein rad (100 erg/g Gewebe) einer im gleichen Gewebe absorbierten Röntgenstrahlung von 250 kV.

Abgesehen von der im Vorstehenden dargestellten Strahleneinwirkung von aussen besteht beim Umgang mit Radionukliden, insbesondere bei offenen Präparaten, immer die Gefahr einer Inkorporation und damit einer Strahlenbelastung "von innen". Anhaltspunkte für die maximal zulässigen Mengen von Radionukliden im menschlichen Organismus hat man aus den Erfahrungen gewonnen, erstmalig aufgrund der Vergiftungsfälle bei Radium-Bergarbeitern und Leuchtziffern-Malern. Aufgrund dieser Erfahrungen (4) wurde die höchstzulässige Menge an Radium-226 im Menschen zu $0,1 \mu\text{C}$ festgelegt. Da sich Radium im Knochen ablagert, ist diese Zahl ebenfalls für alle alphastrahlenden Knochensucher verbindlich, wobei zu genauen Aktivitätsangaben die pro Zerfallsakt absorbierte Energie in Relation zu der des Radium gesetzt wird. Die pro Zerfallsakt des Radium-226 absorbierte Energie, wobei angenommen wird, dass 55 % der gebildeten Folgeprodukte im Organismus verbleiben, beträgt $16,2 \text{ MeV}$. Da alphastrahlende Nuklide im Organismus unterschiedlich und anders als Radium abgelagert werden können, wobei für manche Nuklide die Art der Ablagerung noch unbekannt ist, wurde von der International Commission on Radiological Protection zur Verminderung des Risikos ein Sicherheitsfaktor $1/5$ eingeführt.

Bei der Berechnung der maximal zulässigen Mengen von beta- und gammastrahlenden Nukliden geht man davon aus, dass eine "Wochendosis" von $0,3 \text{ rem}$ in keinem Organ überschritten wird, dabei ist es infolge der Kompliziertheit der biologischen Strahlenreaktionen zweckmässig, die Betrachtungen auf die "kritischen Organe" zu beschränken. Als kritisches Organ für ein bestimmtes Radionuklid bezeichnet man das Organ, in dem die resultierende Strahleneinwirkung für den Gesamtorganismus besonders nachteilig ist, sei es, dass sich das entsprechende Nuklid in ihm besonders konzentriert und nur langsam wieder ausgeschieden wird, oder dass ein Strahlenschaden dieses Organs von besonderer Bedeutung für den Gesamtorganismus ist. So ist z.B. das kritische Organ für Jod-131 die Schilddrüse, für Strontium-90 der Knochen, für Zirkon-95 der Magen-Darm-Kanal. Die Radionuklide werden aufgrund ihres unterschiedlichen physiologischen Verhaltens und ihrer verschiedenen

physikalischen Eigenschaften, wie Halbwertszeit, Strahlenart usw., in verschiedene "Gefährlichkeitsgrade" eingeteilt. Jedes Radionuklid wird somit hinsichtlich seiner Radiotoxizität klassifiziert (3) (Tabelle 1).

Bei Kenntnis der im Organismus maximal zulässigen Menge eines bestimmten Radionuklids kann man errechnen, welche Konzentrationen dieses Nuklids in Luft und Wasser vorhanden sein dürfen, damit bei der dauernden Aufnahme des Radionuklids in dieser Konzentration die maximal zulässige Menge nicht überschritten wird. Dabei werden als tägliche Atemmenge $2 \cdot 10^7 \text{ cm}^3$ Luft und als täglicher Wasserbedarf 2,5 l zugrunde gelegt. Dieser Wasserbedarf wird zu etwa 40 % durch die Lebensmittel gedeckt. Die Berechnung geht davon aus, dass die Radioaktivität im kritischen Organ einmal physikalisch - infolge des Zerfalls - zum anderen physiologisch durch Ausscheidung abnimmt. In Abhängigkeit von der Geschwindigkeit dieser beiden Vorgänge wird sich bei dauernder Zufuhr eines Radionuklids in einer bestimmten Konzentration im kritischen Organ nach einer gewissen Zeit ein Gleichgewichtszustand einstellen. Diese Zeit wird umso grösser sein, je kleiner die Ausscheidung und je grösser die Halbwertszeit ist. Die Berechnungen sind von der International Commission on Radiological Protection für die einzelnen kritischen Organe und die verschiedenen Radionuklide durchgeführt worden. Dabei wurden alle bekannten Daten berücksichtigt. Einen Anhalt über die sich ergebenden Konzentrationswerte in Wasser und Luft gibt Tabelle 1. Man erkennt, dass die maximal zulässigen Konzentrationen je nach Nuklid um mehrere Zehnerpotenzen variieren können.

Die im Vorstehenden auszugsweise wiedergegebenen Daten gelten für beruflich strahlenexponierte Personen. Für die Bevölkerung wird sowohl in den Empfehlungen der International Commission on Radiological Protection (3) wie in den Euratom-Grundnormen (2) eine höchstzulässige Dosis von 5 rem in 30 Jahren festgelegt. Die für beruflich strahlenexponierte Personen maximal zulässige Jahresdosis beträgt 5 rem. Man ersieht aus dieser Festlegung,

Tabelle 1

Radiotoxizität von Radionukliden (Beispiele). (3)

Nuklid	Radiotoxizität	kritisches Organ	M a x i m a l z u l ä s s i g e Menge im kritischen Organ		
			Menge im kritischen Organ	Konzentration in Wasser*	Konzentration in Luft*
^{90}Sr	sehr hoch	Knochen	2 μC	$1 \cdot 10^{-6} \mu\text{C}/\text{cm}^3$	$1 \cdot 10^{-10} \mu\text{C}/\text{cm}^3$
^{131}I	hoch	Schilddrüsen	0,7 μC	$2 \cdot 10^{-5} \mu\text{C}/\text{cm}^3$	$3 \cdot 10^{-9} \mu\text{C}/\text{cm}^3$
^{137}Cs	mittel	Gesamtkörper	30 μC	$2 \cdot 10^{-4} \mu\text{C}/\text{cm}^3$	$2 \cdot 10^{-8} \mu\text{C}/\text{cm}^3$
^{14}C	niedrig	Fettgewebe	300 μC	$8 \cdot 10^{-3} \mu\text{C}/\text{cm}^3$	$1 \cdot 10^{-6} \mu\text{C}/\text{cm}^3$

* für 168 Stunden pro Woche

dass die für Strahlenarbeiter berechneten Zahlenangaben erst nach einer Reduktion auf $1/30$ für die Bevölkerung verbindlich sind. Vergleicht man die für die Bevölkerung höchstzulässige zusätzliche Strahlenbelastung von 5 rem in 30 Jahren oder 165 mrem in 1 Jahr mit der natürlichen Strahleneinwirkung (Kap.3.1., Tab.3) so erkennt man, dass eine Verdoppelung der natürlichen Strahleneinwirkung als zulässig erachtet wird. ⁺⁾ Unter der Annahme, dass allein die auf den Menschen einwirkende radioaktive Strahlung für Mutationen der Gene verantwortlich ist, bedeutet dies also eine Verdoppelung der Mutationsrate. Diese Annahme ist jedoch mit Sicherheit falsch, da andere, insbesondere zivilisatorisch bedingte Umwelteinflüsse, wie z.B. bestimmte Chemikalien, ebenfalls Mutationen hervorrufen können. Genaue Zahlen über die durch die natürliche Strahleneinwirkung verursachte Mutationsrate liegen bedauerlicherweise bisher nicht vor, so dass der Anteil der durch andere Ursachen bedingten zusätzlichen Mutationen grösser sein kann, als der durch die ionisierende Strahlung verursachte.

Die vorliegende Arbeit ist der Klärung der, mit den maximal zulässigen Konzentrationen radioaktiver Spaltprodukte in Luft, Trinkwasser und Lebensmitteln zusammenhängenden Fragen und der Auffindung zweckmässiger und zuverlässiger Methoden zur Ermittlung der Zulässigkeitsgrenzen der entsprechenden Konzentrationen radioaktiver Nuklide und der Strahleneinwirkung von aussen gewidmet. Dies kann nur unter Zugrundelegung zuverlässiger Zahlenwerte für die verschiedenen in der Umwelt des Menschen auftretenden Strahleneinwirkungen geschehen. Es ist deshalb in dem nachfolgenden Kapitel eine, unter möglichst streng gehaltenen Kriterien, durchgeführte Zusammenstellung der entsprechenden Strahlenquellen und den dazugehörigen physikalischen Daten enthalten, wobei an verschiedenen Stellen das in der Literatur vorhandene Material durch Ergebnisse, die vom Verfasser für diesen Zweck gewonnen wurden, ergänzt worden ist.

⁺⁾ Die Zulassung der Verdoppelung der natürlichen Strahleneinwirkung ist willkürlich und hat keine sinnvolle biologische Begründung.

3. Natürliche und künstliche Strahlenquellen in der heutigen Umwelt des Menschen.

=====

3.1. Natürliche Strahlenquellen.

Die natürliche Strahleneinwirkung auf den Menschen wird durch die Höhen- und Umgebungsstrahlung sowie durch die im menschlichen Körper vorhandenen natürlich radioaktiven Isotope hervorgerufen. Bei der weiteren Untersuchung dieser Strahleneinwirkung wird sich ergeben, dass die einzelnen Strahlenquellen z.T. sehr unterschiedlich auf die verschiedenen Körperorgane einwirken. Die Diskussion der Strahleneinwirkung auf jedes einzelne Körperorgan ist jedoch nicht notwendig, da man bereits einen vollständigen Überblick erhält, wenn man die Strahleneinwirkung auf die Gonaden, den Knochen und die Lunge untersucht.

Die aus dem Weltall auf die Erde einfallende Höhen- oder kosmische Strahlung besteht aus Partikeln mit einer Energie bis zu 10^{19} eV. An der Oberfläche der Erdatmosphäre wurde folgende Zusammensetzung festgestellt: Protonen 79 %, Alphateilchen 20 %, 0,78 % Kerne des Kohlenstoffs, Stickstoffs und Sauerstoffs und 0,22 % Kerne mit einem Atomgewicht kleiner als 10 (5). Beim Durchgang durch die Erdatmosphäre verlieren diese Partikel durch Ionisation, Strahlung und Kernreaktionen ihre Energie, so dass an der Erdoberfläche Elektronen, Photonen, Neutronen und Mesonen zu beobachten sind. Die durch die ionisierenden Komponenten dieser Strahlung in Meereshöhe erzeugte Ionisation wurde von verschiedenen Autoren gemessen und es ergaben sich Werte von 1 - 2,8 Ionenpaare/cm³·s. Eine kritische Analyse dieser Zahlen, die von HULTQUIST (6) und insbesondere von dem UNITED NATIONS Scientific Committee (5) durchgeführt wurde, ergab, dass für mittlere Breiten (etwa 50 Grad) 1,90 - 1,96 Ionenpaare/cm³·s anzunehmen sind. Dies bedeutet eine mittlere Jahresdosis von 28 mrem. Die Strahlendosis durch die Neutronenkomponente der kosmischen Strahlung ist erst in den letzten Jahren Gegenstand von Untersuchungen geworden. Die bisher vorliegenden Messergebnisse, bei denen insbesondere noch die

Angaben über die Energieverteilung der Neutronen unsicher sind, ergeben, dass die Strahlendosis (bezogen auf Meereshöhe) etwa 20 mrem/Jahr beträgt (5). Bestimmungen der durch die kosmische Strahlung hervorgerufenen Jahresdosis in verschiedenen Höhen haben ergeben, dass in 3000 m Höhe eine Verdreifachung und in etwa 6000 m eine Verzehnfachung stattfindet (7). Die Abhängigkeit von der geographischen Breite ist demgegenüber gering: bezogen auf Meereshöhe ist in Polnähe gegenüber dem Äquator eine Erhöhung um 14 %, in 2000 m Höhe eine solche um 22 % festzustellen (8).

Die weitere von aussen auf den Menschen einwirkende natürliche Strahlenquelle ist die Umgebungsstrahlung. Sie wird hervorgerufen durch die in der Erde und damit ebenfalls in Gewässern, Bewuchs usw. vorhandenen natürlich radioaktiven Nuklide der Uran-Radium- und Thorium-Zerfallsreihen sowie durch das natürlich radioaktive Isotop Kalium-40. Die in den verschiedenen geologischen Gesteinsarten bestimmten mittleren Konzentrationen an Radium, Thorium und Kalium sind nach einer Zusammenstellung von FAUL (9) in Tabelle 2 aufgeführt. Man erkennt, dass im Granit wesentlich mehr radioaktive Elemente enthalten sind als im Basalt und im Schiefer-ton mehr als in den übrigen Sedimentgesteinen. Nach Angaben von HULTQUIST (6) ist es möglich, aus den ermittelten Konzentrationen radioaktiver Nuklide im Gestein, die dadurch hervorgerufene Strahleneinwirkung auf den Menschen zu berechnen. Die sich für die verschiedenen Gesteinsarten danach ergebenden Jahresdosen sind ebenfalls in Tabelle 2 vermerkt. Die Berechnung der mittleren, auf die Bevölkerung einwirkenden Strahlendosis ist nur möglich, wenn man die Bevölkerungsdichte in Abhängigkeit von der geologischen Formation berücksichtigt; insofern können die in Tabelle 2 angegebenen Jahresdosen nur als Anhalt dienen.

Die direkte Messung der Umgebungsstrahlung wird im allgemeinen mit Ionisationskammern, Szintillationszählern oder Zählrohren vorgenommen. Die Eignung dieser Strahlendetektoren für die Messung der Dosisleistung ist bei der sehr unterschiedlichen Photonen-Energie der Umgebungsstrahlung sehr verschieden, so dass auf Anregung des Sonderausschuss Radioaktivität unter Mitwirkung

Tabelle 2

Mittlerer Gehalt verschiedener Gesteinsarten an Radium, Thorium und Kalium (9)

Gesteinsart	^{226}Ra $[\text{g/g} \cdot 10^{12}]$	^{232}Th $[\text{g/g} \cdot 10^6]$	^{39}K $[\text{g/g} \cdot 10^2]$	Jahresdosis in mrem/Jahr [nach (6)]
Feuerstein Mittelwert	1,3	12	2,6	95
Granit				
Nordamerika, Grönland	1,6 $\pm$ 0,1	8,1	3,5	100
Finnland	4,7 $\pm$ 0,4	28 $\pm$ 2,4	3,5	215
Alpen	4,4 $\pm$ 0,7	33 $\pm$ 5	3,5	225
Basalt				
Nordamerika, Grönland	0,96 $\pm$ 0,7	9,8 $\pm$ 0,8	1,3	65
Großbritannien				
Deutschland, Frankreich und Ungarn	1,3 $\pm$ 0,1	8,8 $\pm$ 1	1,3	65
Sedimentgestein				
Sandstein	ca. 0,3	5	1	35
Kalkgestein	1	1	0,3	25
Alaun Schiefer-ton in Schweden	60	1,5	3,5	1120

des Verfassers (10) eine Vergleichsmessung durchgeführt wurde. Der Vergleich erstreckte sich auf alle Radiologischen Messwagen der Bundesrepublik Deutschland, die mit einem oder mehreren der obengenannten Strahlendetektoren ausgerüstet waren. Die Messungen wurden mit punkt- und linienförmigen radioaktiven Präparaten verschiedener Quantenenergie durchgeführt. Es ergab sich, dass mit Ionisationskammern eine energieunabhängige Bestimmung der Dosisleistung auf $\pm 10 \%$ möglich war, Plastiksintillatoren zeigten ebenfalls eine relativ geringe Abhängigkeit der Anzeige von der Quantenenergie. Diese Frage wurde unter Beteiligung der Messwagen des Radiologischen Instituts der Universität Freiburg (Ionisationskammer), des Max Planck-Instituts für Biophysik, Frankfurt/M. (Ionisationskammer) und der Bundesanstalt für Bodenforschung, Hannover (Plastiksintillatoren) speziell unter natürlich vorkommenden Bedingungen geprüft und es ergab sich, dass mit Plastik-Szintillometern die Dosisleistung durch die Umgebungsstrahlung auf $\pm 30 \%$ bestimmt werden kann. Diese Genauigkeit ist für routinemässige Erhebungen ausreichend. Demgegenüber eignen sich NaJ(Tl)-Szintillationskristalle und Zählrohre infolge ihrer grossen Wellenlängenabhängigkeit nur für Relativmessungen der Strahlendosis, wie sie z.B. in der Umgebung von kerntechnischen Betrieben vorgeschrieben sind.

Aufgrund dieser Befunde und Überlegungen wurde vom Verfasser in Weiterführung der früheren Untersuchungen von Frh.Dr.Gramberg die durch die Umgebungsstrahlung hervorgerufene Dosisleistung mit einer Ionisationskammer gemessen. Diese Ionisationskammer gehört zur Ausrüstung des Radiologischen Messwagens des Max Planck-Instituts für Biophysik (vgl. Kap.5, Abb.22). Die Häufigkeitsverteilung der in den Jahren 1960/61 im Freien ermittelten Jahresdosen durch die Umgebungsstrahlung ist in Abbildung 1 dargestellt: Es ergeben sich Dosiswerte von 40-160 mrem/Jahr bei einem Mittelwert von 70-80 mrem/Jahr. Es erwies sich dabei als gleichgültig, ob die Messungen auf Strassen oder Wiesen und Äckern durchgeführt wurden. Analoge Untersuchungen über die Höhe der Umgebungsstrahlung, die vom Radiologischen Institut der Universität Freiburg (11) durchgeführt wurden, bestätigen diese Befunde, so dass die angegebenen

Daten für die Bundesrepublik Deutschland als repräsentativ angesehen werden können.

Bei Feststellung der Strahleneinwirkung auf den Menschen durch die Umgebungsstrahlung muss beachtet werden, dass sich die Menschen während des grössten Teils des Tages in Gebäuden aufhalten. Durch das Mauerwerk tritt einerseits eine Reduktion der von aussen eindringenden Strahlung auf, zum anderen findet eine Erhöhung der Strahlendosis durch die in den Mauern selbst enthaltenen radioaktiven Substanzen statt. Die insgesamt resultierende Strahleneinwirkung hängt von der Dicke der Wände und dem Wandmaterial ab. In Grossbritannien durchgeführte Messungen (12) (Abbildung 2) der Jahresdosis der Umgebungsstrahlung innerhalb und ausserhalb von Häusern zeigen, dass, abgesehen von geologischen Schwankungen keine wesentlichen Unterschiede zwischen diesen beiden Grössen zu vermerken sind. Darüberhinaus zeigen die Werte etwa die gleiche Grösse wie die der Bundesrepublik. Demgegenüber

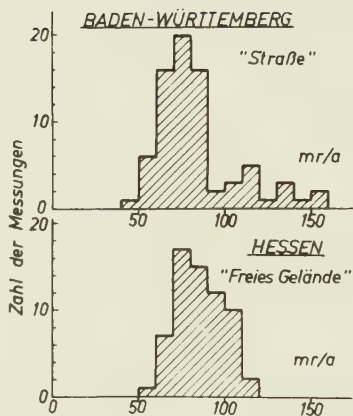


Abb. 1 Häufigkeitsverteilung der in Baden-Württemberg und Hessen gemessenen Jahresdosen durch die Umgebungsstrahlung.

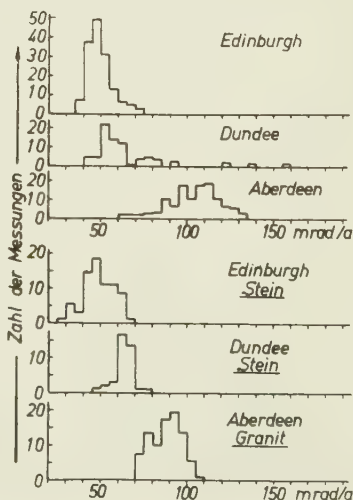


Abb. 2 Jahresdosis der Umgebungsstrahlung innerhalb (obere Abbildung) und ausserhalb (untere Abbildung) von Häusern in Grossbritannien (12).

zeigen Ergebnisse aus Schweden (6), dass in Gebäuden z.T. eine wesentlich höhere Dosisleistung als im Freien auftritt. Da für die Bundesrepublik Deutschland bisher keine systematischen Untersuchungen zu dieser Frage vorliegen, wird in der vorliegenden Arbeit der im Freien ermittelte Dosiswert auch auf die Gebäude übertragen.

Bei der Angabe der Strahleneinwirkung der Umgebungsstrahlung auf tiefer gelegene Körperorgane, wie z.B. den Keimdrüsen, den Knochen usw. muss noch in Rechnung gesetzt werden, dass die Strahlung durch die darüberliegenden Gewebeschichten absorbiert wird. Diese Reduktion ist je nach Geschlecht verschieden; der Reduktionsfaktor schwankt zwischen 0,52 und 0,72, nach (5) wird ein mittlerer Faktor von 0,63 für beide Geschlechter empfohlen.

Der Vollständigkeit halber sei erwähnt, dass zur Umgebungsstrahlung ebenfalls die Strahlung der in der Luft befindlichen natürlich radioaktiven Substanzen gerechnet werden muss. Die durchschnittliche Konzentration des Radon-222 in der Luft über dem Festland beträgt $1-3 \cdot 10^{-13}$ c/l, die des Thoron-220 etwa $0,5 \cdot 10^{-13}$ c/l. Nimmt man jeweils Gleichgewicht mit den radioaktiven Folgeprodukten an, so errechnen sich Dosiswerte von 1,4-4,3 mrem/Jahr für die Strahleneinwirkung durch das Radon und 0,7 mrem/Jahr für Thoron.

Ausser der, im Vorstehenden besprochenen Strahleneinwirkung durch die Höhen- und Umgebungsstrahlung auf den Menschen, ist dieser durch die im Körper selbst enthaltenen natürlich radioaktiven Nuklide einer weiteren ständigen Strahleneinwirkung ausgesetzt. So enthält das Element Kalium zu 0,0119 % ein natürlich radioaktives Isotop: Kalium-40. Dieses Radionuklid hat eine Halbwertszeit von $1,25 \cdot 10^9$ Jahren und emittiert sowohl Beta-Teilchen (89% ; $E_{\max} = 1,33$ MeV) wie Gamma-Quanten (11% ; $E = 1,46$ MeV). Da der Kaliumgehalt des Menschen etwa 0,2 % des Körpergewichtes beträgt (13), errechnet sich für den "Normalmenschen" von 75 kg (4) bei der Zerfallsrate des Kalium-40 und der Annahme, dass die Beta-Teilchen vollständig und die Gamma-Quanten zu 50 % absorbiert werden, eine Strahleneinwirkung auf den Organismus von 19 mrem/y. Diese Zahl gilt ebenfalls für die Strahleneinwirkung auf die

Gonaden, wie aus flammenphotometrischen Bestimmungen des Kalium-Gehalts der Hoden und Ovarien (14) geschlossen werden kann. Demgegenüber weist das Skelett nur einen Kaliumgehalt von 0,11 % auf, so dass die Strahleneinwirkung entsprechend niedriger, nämlich mit etwa 11 mrem/Jahr anzusetzen ist.

Ein weiteres im menschlichen Organismus vorhandenes natürlich radioaktives Isotop ist der Kohlenstoff-14. Er entsteht durch die Kernreaktion der kosmischen Strahlung mit den Atomen der Erdatmosphäre. Nach Messungen von ANDERSON (15) beträgt der natürliche Kohlenstoff-14-Gehalt der Atmosphäre $7,2 \cdot 10^{-12}$ c/g Kohlenstoff. Der Kohlenstoffgehalt des "Normalmenschen" beträgt etwa 18 % des Körpergewichts, also 13,5 kg. Daraus ergibt sich die gesamte Kohlenstoff-14-Aktivität zu etwa $1 \cdot 10^{-7}$ c. Bei einer Halbwertszeit von $5,6 \cdot 10^3$ Jahren und der Maximalenergie der emittierten Beta-Teilchen von 0,155 MeV (16) berechnet sich die Jahresdosis zu etwa 1,5 mrem.

Die im Erdboden vorhandenen natürlich radioaktiven Nuklide der Uran-Radium- und Thorium-Zerfallsreihe werden von Pflanzen aufgenommen oder vom Quellwasser herausgespült. Dadurch werden dem menschlichen Organismus über die Nahrung diese Nuklide zugeführt, wobei die Höhe der täglichen Zufuhr von der Bodenbeschaffenheit und den Ernährungsgewohnheiten abhängt. Eine im Auftrag der Amerikanischen Atomenergie-Kommission in New York durchgeführte Bestimmung dieser Grösse ergab $1,7-2,4 \cdot 10^{-12}$ c Radium-226 pro Tag (17). Systematische Untersuchungen dieser Grösse aus der Bundesrepublik Deutschland liegen nicht vor, jedoch bestätigen vorliegende Einzelergebnisse (18) die angegebene Zahl.

Demgegenüber liegen systematische Untersuchungen über die gesamte Alphastrahlen-Aktivität in menschlichen Skelettproben vor, die einen Mittelwert von etwa $3 \cdot 10^{-13}$ c/g Knochenasche oder $1 \cdot 10^{-13}$ c/g Knochengewebe ergeben (19). Dieser Wert enthält die Alpha-Aktivität des Radium-226 und Thorium-228 mit ihren jeweiligen kurzlebigen Folgeprodukten, wobei der Radium-Reihe etwa 60 %, der Thorium-Reihe etwa 40 % der Gesamt-Alpha-Aktivität zuzuschreiben sind (19)(20)(21). Die Berechnung der Strahleneinwirkung

durch diese Alpha-Aktivität ist insofern problematisch, da in den Zerfallsreihen gasförmige Zwischenprodukte: Radon-222 und Thoron-220 entstehen. Bei der kurzen Halbwertszeit des Thoron-220 von 54,5 Sekunden kann man annehmen, dass es nicht exhaliiert wird, sondern vollständig im Körper zerfällt. Beim Radon-222 konnte anhand von Radium-Vergiftungsfällen nachgewiesen werden, dass infolge seiner Halbwertszeit von 3,8 Tagen etwa 70 % exhaliiert werden. Eine Bestätigung dieser Angabe unter natürlichen Bedingungen ist bisher nicht erfolgt. Mit diesen Annahmen errechnet sich die Strahlendosis durch die alphastrahlenden Nuklide im Knochen zu 100 mrem/Jahr; dabei wurde eine biologische Wirksamkeit der Alpha-Teilchen von 10 angenommen. Gegenüber dem Radium-226-Gehalt des Knochens ist der der Weichteilgewebe sehr viel geringer, und zwar nur etwa $1/4$ bis $1/5$ (21)(22)(23). Hinsichtlich der Strahleneinwirkung auf die Lunge muss zusätzlich das in der Luft enthaltene Radon-222 und Thoron-220 beachtet werden. Diesbezügliche Untersuchungen wurden in der Bundesrepublik Deutschland insbesondere von SCHRAUB und JACOBI durchgeführt (24)(25)(26). Nach den Angaben der Autoren wird durch die über dem Festland vorhandenen Konzentrationen an Radon-222 und Thoron-220 eine Strahleneinwirkung von 50-150 mrem/Jahr auf die Lunge hervorgerufen.

Die weiterhin in der Natur vorkommenden natürlich radioaktiven Nuklide der Aktinium-Reihe sowie Rubidium-87, Samarium-147 und Tritium liefern zur natürlichen Strahleneinwirkung keinen nennenswerten Beitrag, da entweder ihre Konzentrationen sehr gering sind und/oder die von ihnen emittierte Strahlung eine sehr geringe Energie hat.

Die im Vorstehenden nach der Überprüfung der bisherigen Werte und deren Ergänzung durch eigene Messungen ermittelten Angaben über die Zusammensetzung der natürlichen Strahleneinwirkung auf den Menschen sind in Tabelle 3 zusammengefasst. Man kann der Tabelle entnehmen, dass die jährliche Strahlendosis auf die Gonaden 140 mrem, auf den Knochen 210 und auf die Lunge 240 mrem beträgt. Da die Menschheit unter dieser Strahleneinwirkung seit Jahrtausenden

Tabelle 3

Natürliche Strahleneinwirkung auf den Menschen
(mrem/Jahr)

Strahlenquelle		Gonaden	Knochen	Lunge
Kosmische Strahlung	von außen	50	50	50
Umgebungsstrahlung		50	50	50
Kalium - 40	von innen	19	11	19
Kohlenstoff - 14		1,5	1,5	1,5
Alphastrahlende Produkte der Radium- und Thorium-Reihe		20	100	20
Inhalation von Radon und Thoron		1	1	100
insgesamt		140	210	240

gelebt hat, dienen diese Zahlen in neuerer Zeit insbesondere als Bezug für die biologisch-medizinische Beurteilung der zusätzlichen Strahlenbelastung durch die zivilisatorische Anwendung der ionisierenden Strahlen. Die im Rahmen dieser Arbeit zu diskutierenden Strahlendosen werden ebenfalls der natürlichen Strahleneinwirkung gegenübergestellt werden.

3.2. Friedliche Anwendung der Atomkernenergie

Durch die immer breiter werdende Anwendung der Atomkernenergie, sei es auf dem Gebiet der Reaktortechnik, sei es bei der Anwendung von Radionukliden in der Industrie, findet eine ständige Zunahme der Zahl der beruflich strahlenexponierten Personen statt. Die genaue Zahl der zur Zeit in der Bundesrepublik beruflich strahlenexponierten Personen ist nicht bekannt, man schätzt sie etwa auf 75.000 (27). Die höchstzulässigen Dosen dieser Personengruppe sind in der 1. Strahlenschutzverordnung (1) gesetzlich festgelegt. Bis auf Abweichungen in den Zahlen für die höchstzulässigen Konzentrationen in Luft und Wasser wurden in dieser Verordnung die von der International Commission on Radiological Protection (3) und den Euratom-Grundnormen (2) angegebenen Daten - die im Kapitel 2 besprochen wurden - übernommen.

Die Überwachung der Personendosis der beruflich strahlenexponierten Personen geschah bis zum Inkrafttreten der 1. Strahlenschutzverordnung im Herbst 1960 freiwillig. Dabei wurde die Personendosis meist mittels Filmdosimeter gemessen, die von der Arbeitsgemeinschaft Strahlenschutz in Berlin, Erlangen und Freiburg ausgewertet wurden (28)(29). Den vorliegenden Ergebnissen kann man entnehmen, dass etwa 90 % der überwachten Personen Dosen von 0 - 0,1 rem pro Monat erhielten. Die Dosisüberschreitungen, die 1957 bis zu 3 % der überwachten Personen betrug, ist in letzter Zeit auf etwa 1 % heruntergegangen. Diese Tatsache ist allerdings weniger einer grösseren Achtsamkeit beim Umgang mit ionisierenden Strahlen zuzuschreiben, sondern der ständigen Zunahme der überwachten Personen. Aus den vorliegenden Zahlen (28)(29) kann man den Beitrag dieser Bevölkerungsgruppe zur Strahlenbelastung der

Gesamtbevölkerung errechnen; dabei muss berücksichtigt werden, inwieweit ein eventuell aufgetretener genetischer Strahlenschaden an die folgenden Generationen weitergegeben werden kann, d.h. wie gross die Kindererwartung der betroffenen Person ist. Die sich so errechnende Bevölkerungsdosis (genetisch signifikante Dosis) ist kleiner als 1 mrem pro Jahr, also etwa 1 % der natürlichen Strahleneinwirkung (27). Aufgrund der in der Bundesrepublik Deutschland vorliegenden Situation ist nicht anzunehmen, dass diese Zahl in der nächsten Zeit stark ansteigen wird.

3.3. Strahlenquellen im täglichen Leben

Wesentlich schwieriger als die eben beschriebene Strahlenbelastung der Bevölkerung durch die beruflich strahlenexponierten Personen, lässt sich die Strahlendosis durch die im täglichen Leben vorhandenen, verstreuten Quellen ionisierender Strahlung bestimmen. Zu diesen Quellen gehören insbesondere die radioaktiven Leuchtziffern von Uhren und die an Fernsehempfängern austretende ionisierende Strahlung. Weiterhin müssen die in der Industrie zur Produktionskontrolle eingesetzten Füllstands-, Dichte- und Dickenmessgeräte mit radioaktiven Nukliden zu diesen Quellen gerechnet werden. Die in der Umgebung dieser Strahlenquellen auftretenden Dosisleistungen kann man für die einzelnen Gerätetypen relativ leicht ermitteln (30)(31); die Schwierigkeit bei der Berechnung der Bevölkerungsdosis liegt darin, dass man weder die betroffene Personenzahl noch die Expositionszeiten genau kennt. Eine vom Sonderausschuss Radioaktivität (27) 1958 durchgeführte Schätzung der Bevölkerungsdosis durch diese verstreuten Quellen ionisierender Strahlung führte zu einer Jahresdosis von 10-40 mrem. Neuere Befunde (30)(31) ergaben jedoch, dass dieser Wert wesentlich geringer, nämlich nur etwa 1 mrem/Jahr ist. Diese Zahl wird durch Erhebungen, die in Grossbritannien durchgeführt wurden (12), bestätigt.

Zu bemerken ist, dass von Seiten der Industrie Massnahmen ergriffen wurden, um die Strahlenbelastung durch diese Quellen so gering wie möglich zu halten. So werden z.B. bei den Leucht-

ziffern der Uhren die gammastrahlenden Nuklide zunehmend durch reine Betastrahler ersetzt; bei den Fernsehempfängern wurde durch Verstärkung der Schirmbildwand die Absorption der ionisierenden Strahlung sehr wesentlich erhöht. Man kann also annehmen, dass eine Erhöhung der Bevölkerungsdosis durch die verstreuten Quellen ionisierender Strahlung nicht eintreten wird.

3.4. Radioaktive Kontamination durch Versuchsexplosionen

Bis Ende 1961 haben etwa 300 Versuchsexplosionen stattgefunden, die im einzelnen in Tabelle 4 aufgeführt sind (32). Es wurden dabei Atombomben verschiedener Stärke unter verschiedenen Bedingungen gezündet. Man unterscheidet zwischen Kilotonnen- und Megatonnenwaffen, wobei als Energieäquivalent die Sprengkraft des herkömmlichen Sprengstoffs Trinitrotoluol gewählt wurde. Da der grösste Teil der Versuche auf der Nordhalbkugel stattgefunden hat und der Austausch der Spaltprodukte von der Nord- zur Südhalbkugel sehr gering ist, haben sich die gebildeten Spaltprodukte vorwiegend in der nördlichen Hemisphäre abgelagert (33)(34). Das Maximum der radioaktiven Kontamination befindet sich zwischen dem 30. und 50. Breitengrad. In Abbildung 3 ist die unter Mitwirkung des Verfassers ermittelte künstliche Radioaktivität der bodennahen Atmosphäre in pc/m^3 für die Jahre 1956 bis 1961 dargestellt.

Abb.3

Künstliche
Radioakti-
vität der
bodennahen
Atmosphäre
(Frankfurt/M)

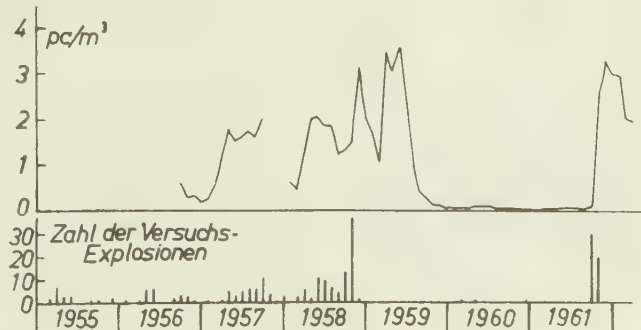


Tabelle 4 Zahl der stattgefundenen Versuchsexplosionen

	1945	1946	1947	1948	1949	1950	1951	1952	1953
Jan.							2/-/-/-		
Febr.							3/-/-/-		
März								3/-/-/-	3/-/-/-
April				2/-/-/-			2/-/-/-		4/-/-/-
Mai				1/-/-/-			2/-/-/-	3/-/-/-	3/-/-/-
Juni		1/-/-/-						2/-/-/-	1/-/-/-
Juli	1/-/-/-	1/-/-/-		-1/-/-					-/-/2/-
Aug.	2/-/-/-								
Sept.							3/-/2/-	1/1/-/-	-/2/-/-
Okt.								1/-/-/-	
Nov.									
Dez.									
1954	1955	1956	1957	1958	1959	1960	1961	1962	
Jan.		1/-/-/-	-/-/1/1						
Febr.	2/-/-/-			-/-/3/-					
März	7/-/-/-	-/-/1/-	-/-/1/-	-/-/6/-		-/-/-/1			
April	3/-/-/-	4/1/1/-	-/-/5/-	1/1/-/-					
Mai	3/-/-/-	5/1/-/-	1/2/-/-	11/-/-/-		-/-/-/1			
Juni		4/-/-/-	4/1/-/-	10/-/-/-					
Juli			6/-/-/-	7/-/-/-					
Aug.	-/-/1/-	-/-/2/-	5/-/1/-	4/1/-/-				-/-/30/-	
Sept.	-/-/1/-	-/1/2/-	9/2/2/-	13/3/2/-					
Okt.		-/-/2/-	-/3/-/-	1/1/2/-	25/-/12/-			-/-/20/-	
Nov.		-/-/1/-	-/-/1/-	-/1/-/-	-/-/2/-				
Dez.			2/-/1/-			-/-/-/1			

Reihenfolge: USA, Großbritannien, UdSSR, Frankreich

Man erkennt in den Jahren 1956 bis 1959 eine ständige Zunahme der Spaltproduktaktivität der Luft, der sich mehr oder weniger hohe Aktivitätsspitzen in Abhängigkeit von der Versuchstätigkeit überlagern. Die Zahl der Atomwaffenversuche ist ebenfalls in der Abbildung 3 vermerkt. Interessant ist, dass nach Beendigung der Kernwaffenversuche im Herbst 1958 das Maximum der Kontamination erst im Frühjahr 1959 auftrat. Seit dem Sommer 1959 hat die künstliche Radioaktivität der Luft ständig abgenommen. Während die Auswirkungen der 1960 in der Sahara gezündeten Kernwaffen sehr gering waren, bewirkten die im Herbst 1961 in der Nähe des Nordpols durchgeführten Versuche einen beträchtlichen Anstieg der Kontamination der Luft. Ähnliche Untersuchungen wurden auch von anderen Autoren durchgeführt; so wurde von SCHUMANN (35) mittels radiochemischer Methoden (36) in dem Zeitintervall 1957 bis 1961 aus dem Spaltproduktgemisch das langlebige Spaltnuklid Strontium-90 abgetrennt. In Abbildung 4 ist auf der Ordinate die so ermittelte Strontium-90-Kontamination der Luft für den betrachteten Zeitraum aufgetragen; man erkennt ebenfalls einen Anstieg der Strontium-90-Aktivität in der Luft bis zum Sommer 1959.

Abb.4

Strontium-90-Aktivität der bodennahen Atmosphäre in Heidelberg (35)



Das jeweils in den Monaten April-Mai-Juni auftretende Fröhjahrs-maximum der Strontium-90-Aktivität ist meteorologisch bedingt: Bei den Versuchsexplosionen, insbesondere im Megatonnenbereich, dringen erhebliche Mengen an radioaktiven Spaltprodukten in die Stratosphäre. Diese ist von der Troposphäre durch eine stabile Trennschicht, der sogn. Tropopause getrennt (5). Geophysikalisch bedingt, jedoch im Einzelnen noch nicht geklärt, reißt diese Schicht im Fröhjahr zu einer blättrigen Struktur auf, so dass sich das gebildete Stratosphären-Reservoir zum Teil entleeren kann. Die wesentliche Frage, die sich hierbei ergibt, ist die Verweilzeit der radioaktiven Spaltprodukte in der Stratosphäre; nach neueren Messungen beträgt diese je nach Explosionsort und Höhe der Explosion 5 bis 60 Monate (5). Die Verweilzeit der radioaktiven Aerosole in der Troposphäre beträgt demgegenüber nur einige Wochen.

Bei der künstlichen Radioaktivität der Niederschläge ist weniger die spezifische Aktivität als vielmehr die gesamte dem Boden zugeführte Radioaktivität von Interesse, da diese Kontamination des Bodens von der Vegetation aufgenommen werden kann und andererseits eine Strahlenquelle darstellt. Eine besonders interessante Periode war die Zeit von Ende 1959 bis 1962, da diese Zeit einerseits den Stop der Versuchstätigkeit, andererseits die Wiederaufnahme der Atombombenversuche im Herbst 1961 enthält. Vom Verfasser wurden gerade in dieser Zeit Messungen der gesamten, dem Boden zugeführten Radioaktivität durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Messungen sind in der Abbildung 5 dargestellt. Zum Vergleich sind die entsprechenden Messungen aus den früheren Jahren ergänzt. Der auf der Ordinate aufgetragenen monatlich dem Boden zugeführten Flächenaktivität kann man entnehmen, dass je nach der Versuchstätigkeit in dem betrachteten Zeitraum bis zu 100 mc/km^2 dem Boden im Monat zugeführt wurden. Über die tatsächlich auf dem Boden vorhandene künstliche Radioaktivität gibt diese Darstellung keine Auskunft, da der radioaktive Zerfall der Nuklide nicht berücksichtigt ist (vgl. Kap.5). Um

diese Frage zu klären, wurde von anderen Autoren die dem Boden zugeführte Strontium-90-Aktivität bestimmt, da hierbei in den betrachteten Zeitintervallen der radioaktive Zerfall nicht ins Gewicht fällt. Die insgesamt auf dem Boden abgelagerte Strontium-90-Aktivität in mc/km^2 nach Messungen von SCHUMANN (35) ist in Abbildung 6 dargestellt. Diese Kurve gibt ebenfalls einen Anhalt über die dem Boden zugeführte Menge der übrigen langlebigen Spaltprodukte.

Abb.5

Monatlich dem Boden zugeführte künstl. Radioaktivität in Frankfurt

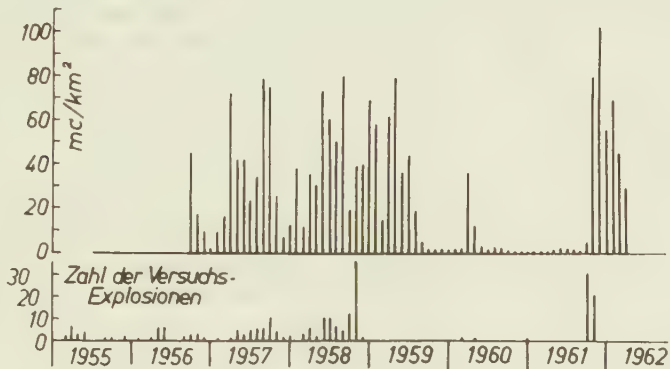
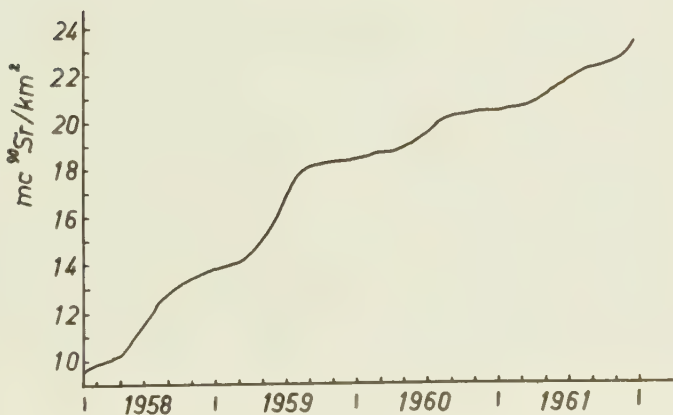


Abb.6

Insgesamt dem Boden zugeführte Strontium-90-Aktivität in Heidelberg (35)



Der Abbildung 6 kann man ebenfalls den verhältnismässig starken Anstieg der Strontium-90-Aktivität jeweils im Frühjahr entnehmen. Die sich insgesamt ergebende Strontium-90-Menge von etwa 20 mc/km^2 konnte durch direkte Messungen des Strontium-90-Gehalts des Bodens durch das Max Planck-Institut für Biophysik, Frankfurt/M. (37) und der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt, Speyer/Pfalz (38), bestätigt werden.

Die durch Niederschlag oder Sedimentation auf die Erdoberfläche gelangte künstliche Radioaktivität der Versuchsexplosionen hat eine Kontamination der Nahrungsmittel der Menschen zur Folge. Neben dem Verseuchungsgrad der einzelnen Lebensmittel ist die mittlere tägliche Zufuhr jedes Nahrungsmittels von Bedeutung, da die Zufuhr an Spaltprodukten gleich dem Produkt der beiden Faktoren ist. Die Untersuchungen über die tägliche Zufuhr an Spaltprodukten beschränken sich in der Bundesrepublik auf das Spaltnuklid Strontium-90, da es infolge seiner chemischen Verwandtschaft zum Calcium im menschlichen Organismus bevorzugt abgelagert wird. Die Ablagerung findet im Knochen statt und das Strontium-90 ist dort nur sehr schwer wieder zu mobilisieren. Die mittlere tägliche Strontium-90-Zufuhr für die Bewohner der Bundesrepublik kann aufgrund der vorliegenden Messergebnisse für 1959 auf etwa 10 pc/Kopf berechnet werden (11). Diese Zahl wurde durch radiochemische Analysen von Gemeinschaftsessen und durch Messungen in Grossbritannien (12) und Dänemark (39) bestätigt. Bedingt durch die tägliche Strontium-90-Zufuhr konnte in den Knochen von Bewohnern der Bundesrepublik ein Strontium-Gehalt von $0,2 - 2 \text{ pc/g}$ Calcium, je nach dem Alter, festgestellt werden (40)(41). Auf diese Befunde wird später noch ausführlich eingegangen werden.

Die Strahlenbelastung der Bevölkerung der Bundesrepublik durch die Kontamination der Biosphäre mit radioaktiven Spaltprodukten betrug für Ende 1959 nach diesen Befunden - auf die im folgenden Kapitel ausführlicher eingegangen wird - etwa 5 mrem/Jahr , wobei sowohl die Strahleneinwirkung durch inkorporierte Radionuklide,

wie die Strahlenbelastung durch abgelagerte Spaltprodukte berücksichtigt wurde. Auf die Schwierigkeiten bei der Bestimmung der letztgenannten Komponente wird speziell in Kapitel 5 eingegangen.

Vergleicht man die ermittelten Strahlendosen auf die Bevölkerung mit der natürlichen Strahleneinwirkung, so erkennt man, dass eine etwa 5 %ige Erhöhung stattgefunden hat. Diese Erhöhung ist zum weitaus grössten Teil eine Folge der Kernwaffenversuche. Die Beiträge durch die friedliche Anwendung der Atomkernenergie und durch die im täglichen Leben vorhandenen Quellen ionisierender Strahlen treten demgegenüber zurück.

4. Ermittlung der zulässigen Konzentrationen radioaktiver Spaltprodukte.

4.1. Zulässige Konzentrationen radioaktiver Spaltprodukte in Luft und Wasser.

Im vorangegangenen Kapitel konnte gezeigt werden, dass die zusätzliche Strahlenbelastung der Bevölkerung zum größten Teil der Kontamination der Biosphäre als Folge der Kernwaffenversuche zuzuschreiben ist. Aufgrund der in der Bundesrepublik vorliegenden Situation ist ein Anstieg der geringen Bevölkerungsdosis durch die friedliche Anwendung der Atomkernenergie und den verstreuten Quellen ionisierender Strahlen nicht zu erwarten. Demgegenüber muss jedoch durch die Weiterführung der Atombombenversuchsexplosionen mit einer Zunahme der dadurch bedingten Strahlenbelastung gerechnet werden. Bei der Berechnung der für die Bevölkerung zulässigen Konzentrationen radioaktiver Spaltprodukte in Luft, Trinkwasser und Nahrungsmitteln muss beachtet werden, dass das bei der Atombombenexplosion entstehende Spaltproduktgemisch Radionuklide sehr verschiedener Radiotoxizität enthält und dass sich die Zusammensetzung dieses Gemisches als Funktion der Zeit ändert.

Die bei der Uran-235-, Uran-233-, Plutonium-239-, Thorium-232 und Uran-238-Spaltung entstehende Zusammensetzung der Spaltprodukte sind von KATCOFF (42) untersucht worden. Die gewonnenen Ergebnisse sind in Abbildung 7 wiedergegeben, wobei die Spaltausbeute in % gegen die Massenzahl aufgetragen ist. Man kann den mitgeteilten Daten entnehmen, dass, ausser der Spaltung des Uran-235 mit schnellen (14 MeV) Neutronen, die für die einzelnen spaltbaren Nuklide ermittelten Verteilungskurven der Spaltnuklide einander ähnlich sind.

Ausgehend von dieser, direkt nach der Spaltung vorliegenden Zusammensetzung des Gemisches der Spaltprodukte kann man bei bekannter Halbwertszeit der einzelnen Nuklide die relative Zusammensetzung des Spaltproduktgemisches für jeden späteren

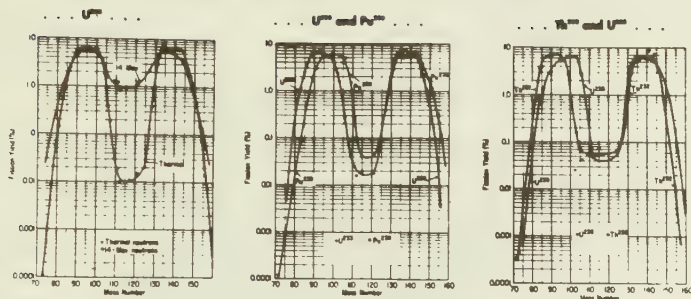


Abb. 7 Zusammensetzung der Spaltprodukte bei der Spaltung von ^{235}U , ^{233}U , ^{239}Pu , ^{232}Th und ^{238}U (42).

Zeitpunkt berechnen. Eine derartige Berechnung wurde im Jahre 1951 erstmals von HUNTER und BALLOU (43) für die Spaltung des Uran-235 mit thermischen Neutronen durchgeführt. Im Jahre 1959 wurde die Berechnung unter Berücksichtigung der inzwischen bekannt gewordenen Literatur von BOLLES und BALLOU (44) wiederholt. Die sich danach für die Spaltung des Uran-235 ergebenden Beiträge der einzelnen Radionuklide des Spaltproduktgemisches zur Gesamtaktivität ist für das Zeitintervall 1-300 Tage nach der Spaltung in Abbildung 8 wiedergegeben. Diese Ergebnisse über die zeitliche Zusammensetzung der Aktivität des Spaltproduktgemisches einer Uran-235-Spaltung ist auf die übrigen spaltbaren Materialien übertragbar, wie man der Anfangsverteilung der Spaltprodukte (Abb.7) entnehmen kann. Die bei einer Fusionsbombe (Wasserstoffbombe) entstehenden langlebigen Spalt nuklide sind von HALLDEN und Mitarbeiter berechnet worden; die zeitliche Änderung in der Zusammensetzung des Spaltproduktgemisches zeigt nach einer vorläufigen Mitteilung (45) keine ins Gewicht fallenden Unterschiede gegenüber den früheren Befunden.

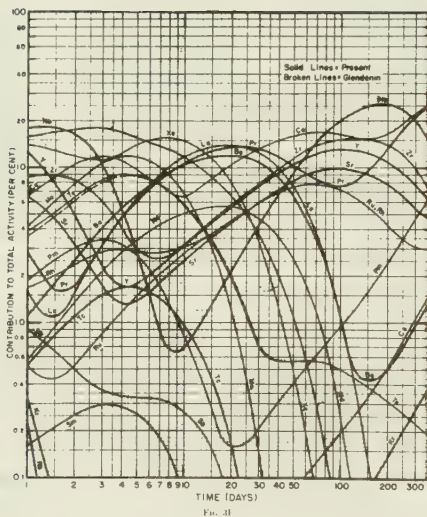


Abb. 8 Relative Zusammensetzung der Radioaktivität eines Spaltproduktgemisches für 1-300 Tagen nach der Spaltung (44).

Aufgrund dieser nunmehr als bekannt anzusehenden Zusammensetzung der Radioaktivität eines Spaltproduktgemisches (Abb.8) als Funktion der Zeit nach der Spaltung kann man bei bekannten maximal zulässigen Konzentrationen der einzelnen Radionuklide in Luft und Wasser die zulässige Konzentration des Gesamtgemisches berechnen. Mit der Frage der maximal zulässigen Konzentration der Radionuklide hat sich insbesondere die International Commission on Radiological Protection befasst. Unter kritischer Berücksichtigung der Weltliteratur wurden 1959 für jedes radioaktive Isotop maximal zulässige Konzentrationen in Luft und Wasser von dieser Kommission angegeben (3). Bei der hier durchzuführenden Berechnung der maximal zulässigen Konzentration von Gemischen radioaktiver

Nuklide muss der prozentuale Anteil der einzelnen Radionuklide unter entsprechender Bewichtung der maximal zulässigen Konzentration des jeweiligen Isotops gemäss folgender Formel berücksichtigt werden (1)(3):

$$\frac{K_1}{T_1} + \frac{K_2}{T_2} + \dots + \frac{K_n}{T_n} \leq 1$$

mit $K_1, K_2, \dots, K_n$ Konzentrationswert für das Nuklid i
 $T_1, T_2, \dots, T_n$ maximal zulässige Konzentration für das Nuklid i.

Da man bei der Ermittlung der für die Bevölkerung zulässigen Konzentration radioaktiver Spaltprodukte davon ausgehen muss, dass eine dauernde Strahleneinwirkung stattfindet, müssen die von der International Commission on Radiological Protection empfohlenen maximal zulässigen Konzentrationen für die 168-Stunden-Woche bei den folgenden Berechnungen zugrunde gelegt werden. Infolge des sehr unterschiedlichen Verhaltens der einzelnen Spaltnuklide hinsichtlich ihrer physikalischen Halbwertszeit, ihres physiologisch-chemischen Verhaltens und hinsichtlich der Ablagerung und Verweilzeit im menschlichen Organismus wird vom Verfasser weiterhin zwischen verschiedenen kritischen Organen unterschieden. So muss bei einer Aufnahme der Spaltprodukte mit der Nahrung (Wasser) bei der zulässigen Konzentration zwischen dem Gastro-Intestinal-Trakt (Magen-Darm-Kanal), dem Ganzkörper⁺ und dem Knochen als kritische Organe unterschieden werden. Bei der zulässigen Konzentration in der Luft wird darüberhinaus noch die Lunge berücksichtigt. Die übrigen, nicht aufgeführten Körperorgane, treten demgegenüber hinsichtlich einer möglichen Strahlengefährdung zurück, wie man aus der Zusammensetzung des Gemisches (Abb.8) schliessen kann und wie im folgenden noch bewiesen werden wird. Die sich für die verschiedenen alten Spaltproduktgemische ergebende Zusammensetzung der Radionuklide

⁺) "Ganzkörper" ist die offizielle Bezeichnung der ICRP für die Gonaden; in diesem Sinne ist im folgenden Text der Ausdruck "Ganzkörper" zu verstehen.

und die jeweiligen maximal zulässigen Konzentrationen, wobei hinsichtlich der verschiedenen Aufnahmemöglichkeiten und der betrachteten kritischen Organe unterschieden wurde, sind in den Tabellen 5 - 11 vom Verfasser zusammengestellt worden. Die Berechnungen wurden für folgende zeitliche Abstände nach der Spaltung durchgeführt: 20, 50, 100, 200 Tage, 1, 3 und 10 Jahre. Kürzere Zeitintervalle brauchen im Rahmen dieser Arbeit nicht diskutiert zu werden, da erfahrungsgemäss die Transportzeit der radioaktiven Schwaden vom Explosionsort bis zur Bundesrepublik im allgemeinen wenigstens 10-14 Tage beträgt. Die Zusammensetzung des Spaltproduktgemisches wurde aus den in Abbildung 8 dargestellten Daten entnommen, jedoch sind in den Tabellen 5-11 die von den anderen Autoren (43)(45) angegebenen Werte ebenfalls mit aufgeführt. Wie man sieht, treten an keiner Stelle ins Gewicht fallende Unterschiede in der Zusammensetzung des Spaltproduktgemisches auf. Die sich aus den Tabellen 5-11 unter Anwendung der oben genannten Formel und Berücksichtigung der in Kap. 2 begründeten Reduktion der Zahlen auf $1/30$ für die Gemische der verschieden alten Spaltprodukte ergebenden zulässigen Konzentrationen in Luft und Wasser sind in Tabelle 12 angegeben und in Abbildung 9 und Abbildung 10 dargestellt. Der Abbildung 9, in welcher die zulässige Konzentration radioaktiver Spaltprodukte in Wasser als Funktion des Alters des Spaltproduktgemisches dargestellt ist, kann man entnehmen, dass bis zu einem Alter von 100-200 Tagen nach der Spaltung der Magen-Darm-Kanal, später der Knochen, das kritische Organ, d.h. das die zulässige Zufuhr begrenzende Organ ist.

Aus Abbildung 10, die die analogen Verhältnisse für Luft wiedergibt, ist zu ersehen, dass bis zu einem Alter des Spaltproduktgemisches von 200 Tagen die Lunge das kritische Organ ist, während später ebenfalls der Knochen diese Stellung übernimmt. Sowohl bei der Zufuhr der radioaktiven Spaltprodukte mit dem Wasser wie mit der Luft tritt die Gefahr, dass der Ganzkörper kritisches Organ wird, gegenüber den übrigen Körperorganen zurück. Für die folgenden Überlegungen müssen jeweils die unteren Begrenzenden

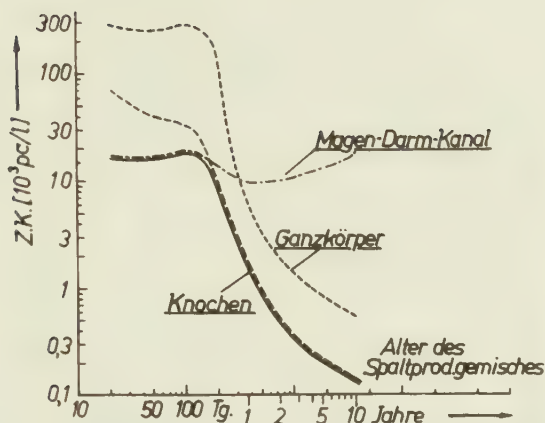


Abb. 9 Zulässige Konzentration Z.K. an Spaltprodukten in Wasser für verschiedene kritische Organe als Funktion des Alters des Spaltproduktgemisches.

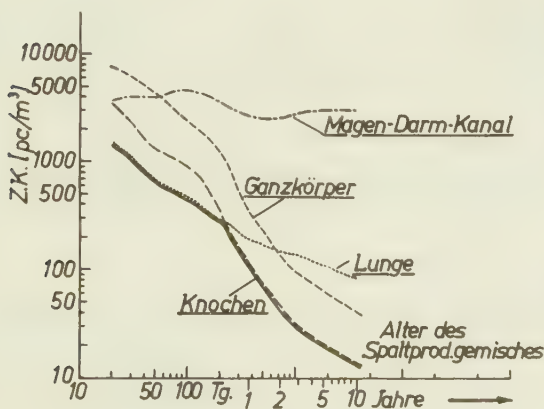


Abb. 10 Zulässige Konzentration Z.K. an Spaltprodukten in Luft für verschiedene kritische Organe als Funktion des Alters des Spaltproduktgemisches.

Tabelle 5

Benutzte Zahlen zur Berechnung der zulässigen Konzentration

Alter des Spaltproduktgemisches: 20 Tage

Nuklid	relative Häufigkeit in % nach		Maximal zulässige Konzentration nach ICRP f.versch.kritische Organe															
			Hun- ter und Ballou (44)		Bolles und Ballou (45)		Hallden (46)		für Wasser in $\mu\text{c}/\text{cm}^3$						für Luft in $\mu\text{c}/\text{cm}^3$			
									Ganz- körper	Knochen	Magen- Darm- Kanal	Ganz- körper	Knochen	Magen- Darm- Kanal	Lunge*			
																Ganz- körper	Knochen	Magen- Darm- Kanal
Ia-140	12	14	12	12	20	20	20	20	2,10 ⁻⁴	2,10 ⁻⁴	2,10 ⁻⁴	9,10 ⁻⁷	8,10 ⁻⁷	5,10 ⁻⁸	1,10 ⁻⁷			
Xe-133	11	8			-	-	-	-	-	-	-	3,10 ⁻⁶	-	-	-			
Ba-140	11	12	11	11	5,10 ⁻³	2,10 ⁻³	2,10 ⁻³	2,10 ⁻³	3,10 ⁻⁴	3,10 ⁻⁴	3,10 ⁻⁴	1,10 ⁻⁷	4,10 ⁻⁸	6,10 ⁻⁸	3,10 ⁻⁵			
Pr-143	11	14			10	4	4	4	5,10 ⁻⁴	5,10 ⁻⁴	5,10 ⁻⁴	6,10 ⁻⁷	2,10 ⁻⁷	1,10 ⁻⁷	9,10 ⁻⁸			
J -131	7	7	6	6	2,10 ⁻³	-	-	-	0,01	0,01	0,01	3,10 ⁻⁷	-	2,10 ⁻⁶	1,10 ⁻⁷			
Mo- 99	7	1			8,10 ⁻³	-	-	-	2,10 ⁻³	2,10 ⁻³	2,10 ⁻³	1,10 ⁻⁶	-	5,10 ⁻⁷	2,10 ⁻⁷			
Ce-141	6	11	8	8	10	5	5	5	9,10 ⁻⁴	9,10 ⁻⁴	9,10 ⁻⁴	4,10 ⁻⁷	2,10 ⁻⁷	2,10 ⁻⁷	5,10 ⁻⁸			
J -132	5	2			0,04	-	-	-	4,10 ⁻³	4,10 ⁻³	4,10 ⁻³	6,10 ⁻⁶	-	9,10 ⁻⁷	2,10 ⁻⁶			
Te-132	5	2			5,10 ⁻³	0,02	0,02	0,02	3,10 ⁻⁴	3,10 ⁻⁴	3,10 ⁻⁴	4,10 ⁻⁷	1,10 ⁻⁶	7,10 ⁻⁸	7,10 ⁻⁸			
Nd-147	5	6			10	6	6	6	6,10 ⁻⁴	6,10 ⁻⁴	6,10 ⁻⁴	6,10 ⁻⁷	3,10 ⁻⁷	1,10 ⁻⁷	8,10 ⁻⁸			
Zr- 95	4	6	6	6	1	2	2	2	6,10 ⁻⁴	6,10 ⁻⁴	6,10 ⁻⁴	4,10 ⁻⁸	6,10 ⁻⁸	1,10 ⁻⁷	1,10 ⁻⁸			
Y - 91	3	6			2,10 ⁻³	400	400	400	0,03	0,03	0,03	8,10 ⁻⁵	2,10 ⁻⁵	8,10 ⁻⁶	1,10 ⁻⁵			
Sr- 89	3	4	3	3	7,10 ⁻⁴	1,10 ⁻⁴	1,10 ⁻⁴	1,10 ⁻⁴	4,10 ⁻⁴	4,10 ⁻⁴	4,10 ⁻⁴	6,10 ⁻⁸	1,10 ⁻⁸	9,10 ⁻⁸	1,10 ⁻⁸			
Ru-103	2	4			0,08	0,2	0,2	0,2	8,10 ⁻⁴	8,10 ⁻⁴	8,10 ⁻⁴	9,10 ⁻⁷	2,10 ⁻⁶	2,10 ⁻⁷	3,10 ⁻⁸			

* unlösliche Substanzen

Tabelle 6

Benutzte Zahlen zur Berechnung der zulässigen Konzentration

Alter des Spaltproduktgemisches: 50 Tage

Nuklid	relative Häufigkeit in % nach			Maximal zulässige Konzentration nach ICRP f. versch. kritische Organe									
	Hunter und Ballou (44)	Bolles und Ballou (45)	Hallöden (46)	für Wasser in $\mu\text{C}/\text{cm}^3$					für Luft in $\mu\text{C}/\text{cm}^3$				
				Ganzkörper	Knochen	Magen-Darm-Kanal	Ganzkörper	Knochen	Magen-Darm-Kanal	Lunge*			
Zr-95	12	12	10	1	2	$6 \cdot 10^{-4}$	$4 \cdot 10^{-8}$	$6 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-7}$	$1 \cdot 10^{-8}$			
Ce-141	12	12	11	10	5	$9 \cdot 10^{-4}$	$4 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-7}$	$5 \cdot 10^{-8}$			
Y-91	10	11		$2 \cdot 10^{-3}$	400	0,03	$8 \cdot 10^{-5}$	$2 \cdot 10^{-5}$	$8 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-5}$			
Sr-89	9	8	6	$7 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-4}$	$4 \cdot 10^{-4}$	$6 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-8}$	$9 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-8}$			
Nb-95	9	9	7	4	7	$1 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-7}$	$3 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-7}$	$3 \cdot 10^{-8}$			
La-140	7	8	7	20	20	$2 \cdot 10^{-4}$	$9 \cdot 10^{-7}$	$8 \cdot 10^{-7}$	$5 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-7}$			
Pr-143	7	7		10	4	$5 \cdot 10^{-4}$	$6 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-7}$	$1 \cdot 10^{-7}$	$9 \cdot 10^{-8}$			
Ba-140	7	7	6	$5 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-3}$	$3 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-7}$	$4 \cdot 10^{-8}$	$6 \cdot 10^{-8}$	$3 \cdot 10^{-5}$			
Ru-103	7	7		0,08	0,2	$8 \cdot 10^{-4}$	$9 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^{-7}$	$3 \cdot 10^{-8}$			
Rh-103	7	7		20	50	0,1	$1 \cdot 10^{-3}$	$3 \cdot 10^{-3}$	$3 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-4}$			
Ce-144	4	4	3	0,3	0,08	$1 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-8}$	$3 \cdot 10^{-9}$	$3 \cdot 10^{-8}$	$2 \cdot 10^{-9}$			
Pr-144	4	4	3	-	-	-	-	-	-	-			
J-131	2	1	1	$2 \cdot 10^{-3}$	-	1	$3 \cdot 10^{-7}$	-	$2 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-7}$			
Nd-147	2	3		10	6	$6 \cdot 10^{-4}$	$6 \cdot 10^{-7}$	$3 \cdot 10^{-7}$	$1 \cdot 10^{-7}$	$8 \cdot 10^{-8}$			

* unlösliche Substanzen

Tabelle 7

Benutzte Zahlen zur Berechnung der zulässigen Konzentration

Alter des Spaltproduktgemisches: 100 Tage

Nuklid	relative Häufigkeit in % nach			Maximal zulässige Konzentration nach ICRP f.versch.kritische Organe			
	Hunter und Ballou (44)	Bolles und Ballou (45)	Halldén (46)	für Wasser in $\mu\text{c}/\text{cm}^3$		für Luft in $\mu\text{c}/\text{cm}^3$	
				Ganzkörper	Knochen	Magen-Darm-	Lunge*
Nb-95	20	20	18	4	7	$1 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-7}$
Zr-95	13	15	13	1	2	$6 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-7}$
Y-91	12	13		$2 \cdot 10^{-3}$	400	3	$8 \cdot 10^{-6}$
Sr-89	11	10	6	$7 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-4}$	$4 \cdot 10^{-4}$	$9 \cdot 10^{-8}$
Ce-141	7	10	9	10	5	$9 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-7}$
Ru-103	7	7		0,08	0,2	$8 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-7}$
Rh-103	7	7		20	50	0,1	$2 \cdot 10^{-6}$
Ce-144	7	7	6	0,3	0,08	$1 \cdot 10^{-4}$	$3 \cdot 10^{-3}$
Pr-144	7	7	6	-	-	-	$3 \cdot 10^{-9}$
La-140	1	1	1	20	20	$2 \cdot 10^{-4}$	$8 \cdot 10^{-7}$
Ba-140	1	1	1	$5 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-3}$	$3 \cdot 10^{-4}$	$4 \cdot 10^{-8}$
Pr-143	1	1		10	4	$5 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-7}$
Pm-147		1	1	2	0,5	$2 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-8}$
Sr-90			0,2	$4 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-6}$	$5 \cdot 10^{-4}$	$5 \cdot 10^{-7}$
Cs-137			0,2	$2 \cdot 10^{-4}$	$5 \cdot 10^{-4}$	$8 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-7}$

* unlösliche Substanzen

Tabelle 8

Benutzte Zahlen zur Berechnung der zulässigen Konzentration

Alter des Spaltproduktgemisches: 200 Tage

Nuklid	relative Häufigkeit in % nach			Maximal zulässige Konzentration nach ICRP f.versch.kritische Organe							
	Hunter und Ballou (44)	Bolles und Ballou (45)	Hallden (46)	für Wasser in $\mu\text{c}/\text{cm}^3$			für Luft in $\mu\text{c}/\text{cm}^3$			Lunge*	
				Ganzkörper	Knochen	Magen-Darm-Kanal	Ganzkörper	Knochen	Magen-Darm-Kanal		
Nb- 95	25	25	20	4	7	$1 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-7}$	$3 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-7}$	$3 \cdot 10^{-8}$	
Zr- 95	15	14	12	1	2	$6 \cdot 10^{-4}$	$4 \cdot 10^{-8}$	$6 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-7}$	$1 \cdot 10^{-8}$	
Ce-144	15	15	13	0,3	0,08	$1 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-8}$	$3 \cdot 10^{-9}$	$3 \cdot 10^{-8}$	$2 \cdot 10^{-9}$	
Pr-144	15	13	13	-	-	-	-	-	-	-	
Y - 91	10	11		$2 \cdot 10^{-3}$	400	0,03	$8 \cdot 10^{-5}$	$2 \cdot 10^{-5}$	$8 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-5}$	
Sr- 89	8	8	4	$7 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-4}$	$4 \cdot 10^{-4}$	$6 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-8}$	$9 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-8}$	
Ru-103	4	4		8	2	$8 \cdot 10^{-4}$	$9 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^{-7}$	$3 \cdot 10^{-8}$	
Rh-103	4	4		20	50	0,1	$1 \cdot 10^{-3}$	$3 \cdot 10^{-3}$	$3 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-4}$	
Ce-141	2	2	3	10	5	$9 \cdot 10^{-4}$	$4 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-7}$	$5 \cdot 10^{-8}$	
Pm-147	2	2	3	2	0,5	$3 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-8}$	$5 \cdot 10^{-7}$	$3 \cdot 10^{-8}$	
Ru-106	1	1	5	0,02	0,01	$1 \cdot 10^{-4}$	$3 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-7}$	$3 \cdot 10^{-8}$	$2 \cdot 10^{-9}$	
Rh-106	1	1	5	-	-	-	-	-	-	-	
Sr- 90			0,7	$4 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-6}$	$5 \cdot 10^{-4}$	$3 \cdot 10^{-10}$	$1 \cdot 10^{-10}$	$1 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-9}$	
Cs-137			0,5	$2 \cdot 10^{-4}$	$5 \cdot 10^{-4}$	$8 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-8}$	$7 \cdot 10^{-8}$	$2 \cdot 10^{-6}$	$5 \cdot 10^{-9}$	

* unlösliche Substanzen

Tabelle 9

Benutzte Zahlen zur Berechnung der zulässigen Konzentration

Alter des Spaltproduktgemisches: 1 Jahr

Nuklid	relative Häufigkeit in % nach			Maximal zulässige Konzentration nach ICRP f.verschied.kritische Organe									
	Hurter und Ballou (44)	Bolles und Ballou (45)	Hallden (46)	für Wasser in $\mu\text{C}/\text{cm}^3$			für Luft in $\mu\text{C}/\text{cm}^3$			Lunge*			
				Ganz- körper	Knochen	Magen- Darm- Kanal	Ganz- körper	Knochen	Magen- Darm- Kanal				
Ce-144	27	26	22	0,3	0,08	$1 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-8}$	$3 \cdot 10^{-9}$	$3 \cdot 10^{-8}$	$2 \cdot 10^{-9}$			
Pr-144	27	26	22	-	-	-	-	-	-	-			
Nb-95	15	14	11	4	7	$1 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-7}$	$3 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-7}$	$3 \cdot 10^{-8}$			
Zr-95	8	7	5	1	2	$6 \cdot 10^{-4}$	$4 \cdot 10^{-8}$	$6 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-7}$	$1 \cdot 10^{-8}$			
Pm-147	6	6	6	2	0,5	$2 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-8}$	$5 \cdot 10^{-7}$	$3 \cdot 10^{-8}$			
Y-91	4	6		$2 \cdot 10^{-3}$	400	0,03	$8 \cdot 10^{-5}$	$2 \cdot 10^{-5}$	$8 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-5}$			
Sr-89	3	3		$7 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-4}$	$4 \cdot 10^{-4}$	$6 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-8}$	$9 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-8}$			
Ru-106	3	3	11	0,02	0,01	$1 \cdot 10^{-4}$	$3 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-7}$	$3 \cdot 10^{-8}$	$2 \cdot 10^{-9}$			
Rh-106	3	3	11	-	-	-	-	-	-	-			
Sr-90	2	2	1	$4 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-6}$	$5 \cdot 10^{-4}$	$3 \cdot 10^{10}$	$1 \cdot 10^{10}$	$1 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-9}$			
Y-90	1	1		30	4	$2 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^{-7}$	$4 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-7}$			
Cs-137	1	1,5	1,5	$2 \cdot 10^{-4}$	$5 \cdot 10^{-4}$	$8 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-8}$	$7 \cdot 10^{-8}$	$2 \cdot 10^{-6}$	$5 \cdot 10^{-9}$			
Ba-137	1	1,5		-	-	-	-	-	-	-			

* unlösliche Substanzen

Tabelle 10

Benutzte Zahlen zur Berechnung der zulässigen Konzentration

Alter des Spaltproduktgemisches: 3 Jahre

Nuklid		relative Häufigkeit in % nach		Maximal zulässige Konzentration nach ICRP f.versch.kritische Organe									
				für Wasser in $\mu\text{C}/\text{cm}^3$					für Luft in $\mu\text{C}/\text{cm}^3$				
				Hunter und Ballou (44)	Bolles und Ballou (45)	Halbden (46)	Ganzkörper	Knochen	Magen-Darm-Kanal	Ganzkörper	Knochen	Magen-Darm-Kanal	Lunge*
Ce-144	20	20	20	0,3	0,08	$1 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-8}$	$3 \cdot 10^{-9}$	$3 \cdot 10^{-8}$	$2 \cdot 10^{-9}$	-		
Pr-144	20	20	20	-	-	-	-	-	-	-	-		
Pm-147	20	20	20	2	0,5	$2 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-8}$	$5 \cdot 10^{-7}$	$3 \cdot 10^{-8}$	-		
Sr-90	9	10	5	$4 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-6}$	$5 \cdot 10^{-4}$	$3 \cdot 10^{10}$	$1 \cdot 10^{10}$	$1 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-9}$	-		
Y-90	9	10		30	4	$2 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^{-7}$	$4 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-7}$	-		
Cs-137	7	7	7	$2 \cdot 10^{-4}$	$5 \cdot 10^{-4}$	$8 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-8}$	$7 \cdot 10^{-8}$	$2 \cdot 10^{-6}$	$5 \cdot 10^{-9}$	-		
Ba-137	7	6		-	-	-	-	-	-	-	-		
Ru-106	3	3	13	0,02	0,01	$1 \cdot 10^{-4}$	$3 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-7}$	$3 \cdot 10^{-8}$	$2 \cdot 10^{-9}$	-		
Rh-106	3	3	13	-	-	-	-	-	-	-	-		
Sm-151	1			-	-	-	-	-	-	-	-		
Kr-85	1	1		-	-	-	$3 \cdot 10^{-6}$	-	-	-	-		

* unlösliche Substanzen

Tabelle 11

Benutzte Zahlen zur Berechnung der zulässigen Konzentration

Alter des Spaltproduktgemisches: 10 Jahre

Nuklid	relative Häufigkeit in % nach		Maximal zulässige Konzentration nach ICRP f. versch. kritische Organe							
			für Wasser in $\mu\text{C}/\text{cm}^3$				für Luft in $\mu\text{C}/\text{cm}^3$			
	Hunter und Ballou (44)	Bolles und Ballou (45)	Hallden (46)	Ganz- körper	Knochen	Magen- Darm- Kanal	Ganz- körper	Knochen	Magen- Darm- Kanal	Lunge*
Str- 90	25	24	20	$4 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-6}$	$5 \cdot 10^{-4}$	$3 \cdot 10^{10}$	$1 \cdot 10^{10}$	$1 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-9}$
Y - 90	25	24		30	4	$2 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^{-7}$	$4 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-7}$
Cs-137	18	17	32	$2 \cdot 10^{-4}$	$5 \cdot 10^{-4}$	$8 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-8}$	$7 \cdot 10^{-8}$	$2 \cdot 10^{-6}$	$5 \cdot 10^{-9}$
Ba-137	18	16		-	-	-	-	-	-	-
Pm-147	15	16	23	2	0,5	$2 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-8}$	$5 \cdot 10^{-7}$	$3 \cdot 10^{-8}$
Sm-151	2			-	-	-	-	-	-	-
Kr- 85	1	3		-	-	-	$3 \cdot 10^{-6}$	-	-	-

* unlösliche Substanzen

Tabelle 12

Zulässige Konzentration eines Spaltproduktgemisches verschiedenen Alters in Wasser und Luft für verschiedene kritische Organe

Zulässige Konzentration in Wasser		[pc/l]					
Alter des Spalt- produktgemisches kritisches Organ	20 d	50 d	100 d	200 d	1 y	3 y	10 y
Ganzkörper	280.10 ³	255.10 ³	288.10 ³	290.10 ³	6500	1320	550
Knochen	72.10 ³	40.10 ³	33.10 ³	41400	1650	330	140
Magen-Darm-Kanal	17.10 ³	17.10 ³	19500	13900	9700	11000	18600

Zulässige Konzentration in Luft		[pc/l]					
Alter des Spalt- produktgemisches kritisches Organ	20 d	50 d	100 d	200 d	1 y	3 y	10 y
Ganzkörper	7 200	4 400	2 370	1 550	340	93	41
Knochen	3 400	1 270	870	535	115	30	14
Magen-Darm-Kanal	3 700	4 000	4 600	3 600	2 640	2 830	3 100
Lunge	1 500	670	465	296	195	140	83

der in Abbildung 9 und 10 errechneten Kurven (ausgezogene Linie) benutzt werden, damit zu keinem Zeitpunkt in dem untersuchten Zeitintervall für eines der betrachteten Organe eine unzulässige Konzentration auftritt. Betrachtet man die daraus folgenden zulässigen Konzentrationen in Wasser und Luft als Funktion des Zeitintervalls nach der Spaltung, so sieht man in den Abbildungen 9 und 10, dass sich diese sehr erheblich ändern. Mit zunehmendem Alter des Spaltproduktgemisches wird die im Wasser und in der Luft für die Bevölkerung zulässige Konzentration an radioaktiven Spaltprodukten immer geringer und erreicht nach 1 Jahr etwa $1/10$ der Werte, die für frisches Spaltproduktgemisch (20 Tage nach der Spaltung) erlaubt sind. Nach 10 Jahren ist gegenüber den Anfangswerten nur etwa $1/100$ zulässig.

Infolge der starken Abhängigkeit der in Luft und Wasser zulässigen Konzentrationen der radioaktiven Spaltprodukte vom Zeitpunkt nach der Spaltung ist es von besonderer Wichtigkeit, den Zeitpunkt der Spaltung (Atombombenexplosion) festzustellen. Nach Untersuchungen von WAY und WIGNER (46) nimmt die Gesamtradioaktivität eines Spaltproduktgemisches umgekehrt proportional der Zeit t gemäss $t^{-(1+x)}$ mit $0,1 = x = 0,2$ ab. Aus der Bestimmung des radioaktiven Abfalls einer Falloutprobe kann man also bei Anwendung dieser Gesetzmässigkeit das Explosionsdatum bestimmen. Der Verfasser konnte jedoch früher zeigen (47), dass nur in seltenen Fällen zufriedenstellende Altersbestimmungen möglich sind, da sich meistens die Spaltprodukte von verschiedenen Atombombenversuchen vermischen. Im allgemeinen verwendet man zur Altersbestimmung von Falloutproben das Radioaktivitätsverhältnis der Spaltnuklide Strontium-89 und Strontium-90. Dieses Verhältnis ändert sich aufgrund der unterschiedlichen Halbwertszeiten (Strontium-89: 51 Tage; Strontium-90: 28 Jahre) in charakteristischer Weise infolge des Zerfalls des kurzlebigen Strontium-89. Der Nachteil dieser Bestimmungsmethode liegt in der schwierigen und langwierigen radiochemischen Trennung und Aktivitätsbestimmung des Strontium-90. Aus diesem Grund benutzen insbesondere englische Arbeitsgruppen (48) das Verhältnis der

Radioaktivität der Spaltnuklide Zirkon-95 (Halbwertszeit 65 Tage) und Caesium-137 (Halbwertszeit 30 Jahre). Der besondere Vorteil dieses Verfahrens ist, dass beide Radionuklide relativ leicht über die von ihnen emittierte Gammastrahlung spektrometrisch nachgewiesen werden können. Eine Unsicherheit dieses Verfahrens liegt in der ungeklärten Frage, ob bei den meteorologischen Transportvorgängen eine Separierung der beiden benutzten Spaltnuklide, bedingt durch ihr unterschiedliches chemisches Verhalten, auftritt. Im allgemeinen ermöglichen die beiden letztgenannten Verfahren eine Altersbestimmung der Spaltprodukte mit einer Genauigkeit von einigen Tagen, wobei allerdings die Unsicherheit mit zunehmendem Alter des Spaltproduktgemisches zunimmt.

Versagen bei einer radioaktiven Falloutprobe die eben beschriebenen Methoden zur Bestimmung des Alters des Spaltproduktgemisches, so ist es für die dann durchzuführende radiochemische Analyse der Probe wichtig, zu wissen, welches Radionuklid aus dem Spaltproduktgemisch für eine mögliche Strahlengefährdung am bedeutsamsten ist. Aus den Tabellen 5-11 wurde deshalb der relative Anteil der einzelnen Spaltnuklide an der zulässigen Konzentration eines Spaltproduktgemisches verschiedenen Alters in Wasser berechnet (Abbildung 11). Man sieht, dass im Zeitraum bis zu etwa 100 Tagen nach der Spaltung die kurzlebigen Radionuklide wie Jod-131, Barium-140 und insbesondere Strontium-89 die zulässige Konzentration des gesamten Spaltproduktgemisches bestimmen; nach etwa 200 Tagen bestimmt der Strontium-90-Anteil die zulässige Konzentration. Da Strontium infolge seiner chemischen Verwandtschaft zum Calcium ein Knochensucher ist, d.h. die Ablagerung des Strontium bevorzugt im Skelettsystem stattfindet, sind diese Befunde auch die Begründung dafür, dass ausser den oben diskutierten kritischen Organen: Magen-Darm-Kanal, Knochen, Ganzkörper und Lunge keine weiteren Körperorgane in die Diskussion mit eingeschlossen werden müssen. Die Abbildung 11 erklärt auch die relativ hohen zulässigen Konzentrationen für junge Spaltproduktgemische, denn die kritischen, die zulässige Konzentration bestimmenden Radionuklide sind alle kurzlebig. Weiterhin zeigt

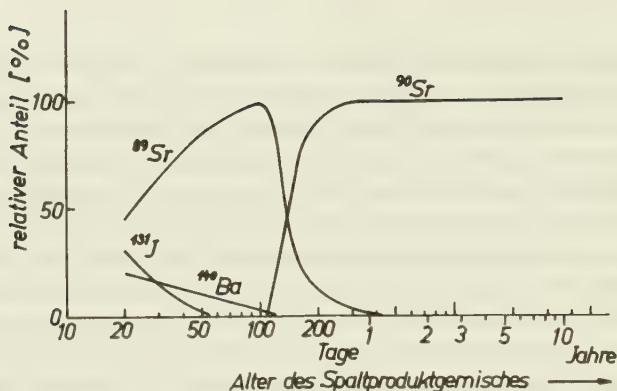


Abb. 11 Relativer Anteil der verschiedenen Spaltnuklide bei der zulässigen Konzentration eines Spaltproduktgemisches verschiedenen Alters in Wasser.

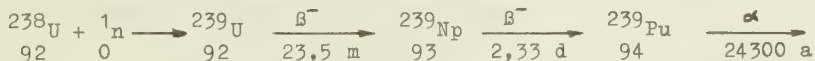
Abbildung 11, dass bei einem Spaltproduktgemisch nach etwa 2 Monaten nach der Spaltung die zulässige Konzentration dieses Gemisches in Wasser nur von den Strontium-Isotopen: Strontium-89 und Strontium-90 bestimmt wird.

4.2. Neutroneninduzierte Radionuklide.

Zusätzlich zu den im Vorstehenden behandelten Spaltprodukten müssen beim Fallout die sogn. induzierten Radioaktivitäten und auch das ungespaltene Ausgangsmaterial der Bombe behandelt werden. Als induzierte Radionuklide bezeichnet man die infolge der bei der Kernspaltung (Atombombenexplosion) frei werdenden Neutronen, aktivierten Elemente des Bombenmaterials oder des Explosionsuntergrundes. Diese Nuklide hängen sowohl in ihrer Zusammensetzung wie auch ihrer Radioaktivität nach sehr erheblich von den speziellen Gegebenheiten der Explosion ab. So entsteht beispielsweise bei einer Atombombenexplosion unter oder unmittelbar über einer Wasseroberfläche nur etwa 1/10 000 der induzierten Radioaktivitäten, die bei einer Explosion in der Nähe des Erdbodens entstehen (49). Allgemein kann man sagen, dass die induzierte Aktivität selbst bei einer Erdbombenexplosion gering gegenüber der Radioaktivität der Spaltprodukte ist. Trotzdem muss die

Frage geprüft werden, ob bei einer Atombombenexplosion hinsichtlich einer möglichen Strahlengefährdung des Menschen besonders kritische neutroneninduzierte Radionuklide entstehen. Nach einer Berechnung von MANDEVILLE (49) ergeben sich die in Tabelle 13 aufgeführten Radionuklide mit einer Halbwertszeit grösser als 1 Tag bei einer Erd- und Wasserexplosion infolge der bei der Spaltung freigewordenen Neutronen. Der Tabelle kann man entnehmen, dass keine Korrekturen an den bisher gewonnenen Ergebnissen notwendig sind. Die von MANDEVILLE angegebenen neutroneninduzierten Radionuklide konnten bisher nur zum Teil, nach erheblichen experimentellen Aufwand, im Fallout nachgewiesen werden (5). In einigen Fällen ist weiterhin bekannt geworden, dass die Atombomben zum Studium der meteorologischen Transportphänomene künstlich markiert wurden. So wurde bei der Operation Hardtack 1958 durch die USA Wolfram-185 und Rhodium-102 bei einigen Explosionen als Indikator hinzugefügt (50). Auch diese Radionuklide sind hinsichtlich einer Gefährdung des Menschen gegenüber den Spaltprodukten zu vernachlässigen, da sie im menschlichen Organismus nicht akkumuliert werden.

Unabhängig von der induzierten Radioaktivität ist noch mit dem Auftreten von ungespaltenem Ausgangsmaterial der Atombombe zu rechnen. Dabei kann es sich im wesentlichen um Uran-Nuklide oder Plutonium-Nuklide handeln. Plutonium-239 kann zudem noch durch Neutronen-Anlagerung an das Uran-238 und anschliessendem zweimaligen Betazerfall gemäss folgendem Schema



gebildet werden. Untersuchungen über den Anteil der Plutonium-239-Aktivität im Fallout in Relation zum Spaltnuklid Strontium-90 wurden insbesondere in den USA durchgeführt. Im Rahmen des High Altitude Sampling Program (HASP) wurden mit Düsenmaschinen vom Typ U-2 aus der Stratosphäre Fallout-Proben entnommen (50). Die dabei an insgesamt 228 Proben gewonnene Häufigkeitsverteilung der Plutonium-239-/Strontium-90-Aktivität ist in Abbildung 12

Tabelle 13

Induzierte Radioaktivität bei Atombomben-Explosionen

(Abschätzung bezogen auf 1 Gramm Neutronen) (49)

Erdeexplosion

Isotop	^{14}C	^{32}P	^{35}S	^{36}Cl	^{45}Ca	^{59}Fe	^{89}Sr	^{131}Ba	^{133}Ba
Halbwertszeit	3 100 y	14,3 d	87,1 d	$2 \cdot 10^6 \text{ y}$	152 d	46,3 d	51 d	12 d	38 h
Aktivität nach 24 Std. in Curie	$4 \cdot 10^{-6}$	$4,1 \cdot 10^3$	10,72	$3,6 \cdot 10^3$	538	138	0,84	$3,5 \cdot 10^2$	3,6

Unterwasserexplosion

Isotop	^{51}Cr	^{63}Ni	^{65}Zn	^{89}Sr	^{110}Ag	^{113}Sn	^{122}Sb	^{124}Sb	^{125}Sn	^{131}Ba	^{133}Ba
Halbwertszeit	2,65 d	85 y	250 d	51 d	225 d	105 d	2,8 d	60 d	10 d	12 d	38 h
Aktivität nach 24 Std. in Curie	0,27	$2 \cdot 10^6$	$3,2 \cdot 10^4$	$8 \cdot 10^4$	$8 \cdot 10^4$	$8 \cdot 10^6$	0,022	0,004	$5,8 \cdot 10^5$	$6 \cdot 10^6$	$9 \cdot 10^6$

wiedergegeben. Als Mittelwert ist aus der Abbildung 12 0,018 Zerfälle pro Minute des Plutonium-239 pro 1 Zerfall pro Minute des Strontium-90 ersichtlich.

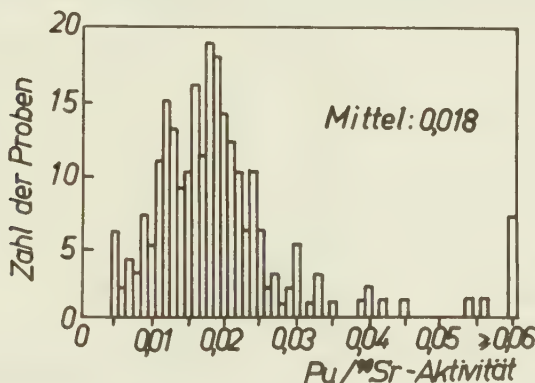


Abb. 12 Verteilung der Plutonium-239-Aktivität in Bezug zu der des Strontium-90 (50).

Die von der United States Atomic Energy Commission (USAEC) im Rahmen des Fallout-Überwachungsprogramms an einer Reihe von Meßstationen routinemässig durchgeführten radiochemischen Analysen von Regenwasser ergaben 0,025 Zerfälle des Plutoniums-239 pro Minute bei 1 Zerfall des Strontium-90 in der Minute (51), und bestätigen damit die im Vorstehenden beschriebenen, in der Stratosphäre gewonnenen Resultate. Diese bis Herbst 1961 gewonnenen Ergebnisse konnten nach der Wiederaufnahme der sowjetischen Versuchsexplosionen durch englische Messungen (52) bestätigt werden. Desweiteren konnte unter Mitarbeit des Verfassers im Fallout des Jahres 1961 das Vorhandensein von Neptunium-239 als Muttersubstanz des Plutonium-239 nachgewiesen werden (53). Da Plutonium-239 ebenfalls ein Knochensucher ist und zu den sehr hoch radiotoxischen Nukliden rechnet, muss man es ebenfalls bei der Bestimmung

der zulässigen Konzentrationen der Fallout-Produkte in Luft und Wasser berücksichtigen. Diese Berechnungen wurden vom Verfasser durchgeführt, wobei der experimentell gefundene Zusammenhang, dass die Plutonium-239-Aktivität 2 % der Strontium-90-Aktivität beträgt, verwendet wurde. Es ergibt, dass Plutonium-239 nur die zulässige Konzentration der Luft (Abbildung 13) beeinflusst, da dieses Nuklid durch den Magen-Darm-Kanal praktisch nicht vom menschlichen Organismus aufgenommen wird (3).

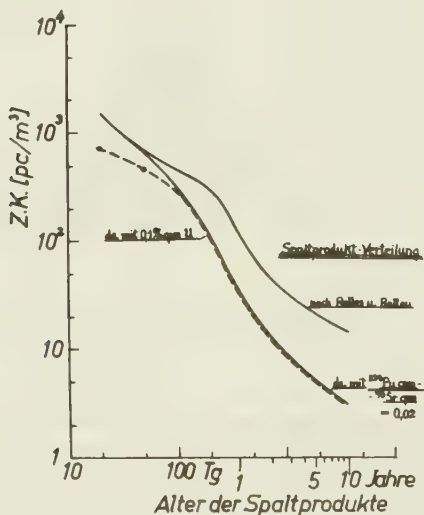


Abb. 13 Zulässige Konzentration Z.K. der Fallout-Produkte in der Luft unter Berücksichtigung des Plutonium-239 und Uran als Funktion des Alters des Spaltproduktgemisches.

Die schon angeführten Untersuchungen des Fallout im Herbst 1961 (53) erbrachten weiterhin, dass Uran-237 in den Luft- und Niederschlagsproben enthalten ist. Eine für diese Fragestellung durchgeführte Schätzung der Radioaktivität des Uran-237 ergab, dass

dieses Nuklid zu etwa 0,1 % an der gesamten Spaltproduktaktivität beteiligt ist. Dadurch ist zusätzlich eine geringe Veränderung der zulässigen Konzentration der Fallout-Produkte in der Luft zu vermerken, die ebenfalls in Abbildung 13 eingezeichnet ist.

4.3. Zulässige Konzentrationen radioaktiver Fallout-Produkte in der Atemluft, dem Trinkwasser und den Nahrungsmitteln.

Die im Vorstehenden berechneten zulässigen Konzentrationen der radioaktiven Fallout-Produkte in Wasser (Abb.9) und Luft (Abb.13) als Funktion des Alters des Spaltproduktgemisches sind aus folgendem Grund für die vorliegende Fragestellung nicht endgültig: Führt man die errechneten zulässigen Konzentrationen der Luft einem Menschen dauernd zu, so resultiert daraus eine Strahlenbelastung von 5 rem in 30 Jahren, also die als maximal zulässig erachtete Strahlendosis (Kapitel 2); die gleiche Situation tritt bei der ständigen Zufuhr der berechneten zulässigen Konzentration in Wasser auf. Um eine unzulässig hohe Strahleneinwirkung auf die Bevölkerung zu vermeiden, muss die gesamte, durch die Kontamination der Biosphäre hervorgerufene Strahlenbelastung der Bevölkerung in Rechnung gesetzt werden: Insgesamt findet auf eine Bevölkerung als Folge der Kernwaffenversuche eine Strahleneinwirkung von aussen, durch die abgelagerten radioaktiven Spaltprodukte und eine Strahleneinwirkung von innen durch die inkorporierten künstlich radioaktiven Nuklide statt. Es muss also die Frage geklärt werden, in welchem Verhältnis die Strahleneinwirkung "von aussen" zu der "von innen" steht. Dazu können Untersuchungen der früheren Jahre herangezogen werden: In Abbildung 14 sind die im Jahresmittel festgestellten Werte über die tägliche Strontium-90-Zufuhr und der Strahleneinwirkung "von aussen" für Großbritannien (8)(54) und die Bundesrepublik Deutschland (11) vom Verfasser aufgetragen; man erkennt einen linearen Zusammenhang zwischen diesen beiden Grössen. Der sich aufgrund der täglichen Strontium-90-Zufuhr ergebende Strontium-90-Gehalt des Skeletts von Bewohnern der Bundesrepublik ist für die Jahre 1958 und 1959 nach Messungen von PRIBILLA (41) in Tab.14 in pc/kg Ca angegeben. Die sich aufgrund der im Knochen gemessenen Strontium-90-

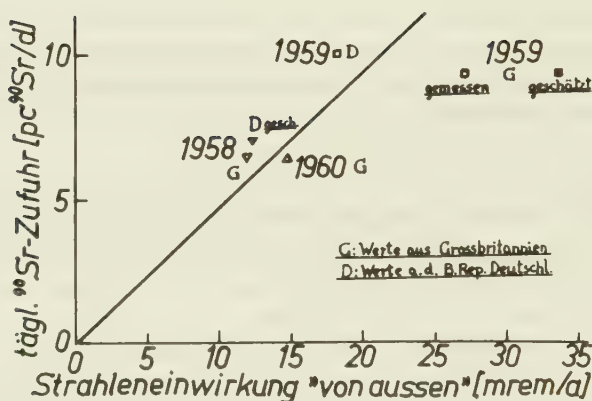


Abb. 14 Tägliche Strontium-90-Zufuhr in Gegenüberstellung zur Strahleneinwirkung "von aussen" durch die abgelagerten Spaltprodukte für 1958-60.

Kontamination ergebenden Strahlendosen können errechnet werden. Nach Angaben der Vereinten Nationen (5) bewirkt 1 Picocurie Strontium-90 pro Gramm Calcium im kompakten Knochen eine Strahlendosis von 2,7 mrem/Jahr und im Knochenmark eine solche von 1 mrem/Jahr. Für die hier durchgeführten Berechnungen wurde der von den Vereinten Nationen (5) empfohlene Mittelwert von 2,5 mrem/Jahr verwendet. Den Werten über den Strontium-90-Gehalt der Knochen von Menschen (Tab.14) kann man entnehmen, dass die Altersklasse von 0-5 Jahren einen vergleichsweise höheren Strontium-90-Gehalt hat als die übrigen Altersstufen. Dies erklärt sich durch den grösseren Calcium-Bedarf des wachsenden Kindes und der chemischen Verwandtschaft des Strontium mit dem Calcium.

Die in Abbildung 14 und Tabelle 14 angegebenen Jahresdosen der Strahleneinwirkung "von aussen" sind im Freien gemessene oder aufgrund von radiochemischen Analysen einzelner Bodenproben berechnete Werte (auf diese Frage wird in Kap. 5 speziell eingegangen werden). Bei der Ermittlung der Strahleneinwirkung auf

Tabelle 14

Vergleich der Strahleneinwirkung auf den Knochen
"von innen" und "von aussen"

1958

Altersklasse	Strahlung "von innen"		Strahlung von "ausseu"	
	Strontium-90- Gehalt in pc/g Ca (41)	Strahlen- dosis in mrem/a [nach(5)]	Freiluft- dosis in mrem/a (11)	Knochen- dosis in mrem/a [nach(5)]
Totgeburten	1,07	2,7		
0 - 5 y	1,41	3,5		
5 -20 y	0,51	1,3	12,3	1,5
20 y	0,14	0,4		

1959

Totgeburten	1,56	3,9		
0 - 5 y	1,92	4,8		
5 -20 y	0,84	2,1	18,3	2,3
20 y	0,20	0,5		

den Knochen muss einmal die Absorption der Strahlung durch darüberliegende Gewebeschichten, zum anderen auch der wechselnde Aufenthalt der Personen im Freien und in Gebäuden beachtet werden. Wie schon in Kapitel 3.1. dargelegt wurde, beträgt der Reduktionsfaktor, der die Absorption der Strahlendosis im Gewebe berücksichtigt, 0,63; infolge des Aufenthalts in Gebäuden tritt eine weitere Verminderung der im Freien gemessenen Dosiswerte auf. Nach Abschätzungen der Vereinten Nationen (5) und Messungen in Großbritannien (12) beträgt der insgesamt resultierende Reduktionsfaktor 0,125. Betrachtet man nach dieser Reduktion der im Freien ermittelten Werte die gesamte Strahlendosis des Knochens (Tab.14) durch die Kontamination der Biosphäre, so ergibt sich, dass bei der Altersklasse von 0-5 Jahren 70 % der gesamten Strahlendosis durch inkorporierte Radionuklide und 30 % durch die auf dem Erdboden abgelagerten Spaltprodukte erzeugt werden. Der Tabelle 14 ist weiterhin zu entnehmen, dass durch den mit zunehmendem Alter geringer werdenden Calcium-Stoffwechsel und dem damit verbundenen geringen Einbau des Strontium-90 im Skelett sich dieses Verhältnis verschiebt: Bei den Erwachsenen wird durch die inkorporierten Nuklide 20 % und durch die Fallout-Ablagerung 80 % der gesamten Strahlendosis verursacht. Da ein Schutz der Bevölkerung durch auf dem Erdboden abgelagerte radioaktive Nuklide praktisch nicht denkbar ist, sondern nur Massnahmen, die eine Dekontamination der Nahrungsmittel erreichten, bedeutet dies Ergebnis, dass die zulässigen Konzentrationen der radioaktiven Fallout-Produkte in Luft und Wasser eine Funktion des Alters der betrachteten Individuen ist: Für Erwachsene kann man nur eine geringe zulässige Zufuhr erlauben, da der größte Teil der insgesamten Strahlendosis durch die Kontamination der Biosphäre durch die abgelagerten radioaktiven Substanzen hervorgerufen wird. Bei Kindern sind die Verhältnisse umgekehrt. Die Berechnung der zulässigen Konzentrationen radioaktiver Fallout-Produkte in Luft und Wasser müsste demzufolge für jede Altersgruppe getrennt erfolgen, dies bedeutet jedoch, dass die Überwachung der Kontamination der Biosphäre durch die Versuchsexplosionen in einem nicht durchzuführenden

Maßstab geschehen müßte. Nimmt man zur Vereinfachung an, dass 50 % der gesamten Strahleneinwirkung durch die im Organismus vorhandenen Radionuklide und 50 % durch auf dem Erdboden abgelagerte Spaltprodukte hervorgerufen werden, so ergibt sich folgendes: Bei der Altersgruppe bis zu 10 Jahren wird sich mit dieser Annahme eine geringere zulässige Konzentration ergeben als an sich möglich ist. Die insgesamt erhaltene Strahlendosis kann also die maximal zulässige Dosis von 5 rem in 30 Jahren nicht überschreiten. Bei den Personen über 20 Jahren konnte in Kapitel 3 gezeigt werden, dass die bisher akkumulierten Strahlendosen im Vergleich mit der 30-Jahresdosis gering war. Hinzu kommt noch, dass sich die Strahleneinwirkung von aussen verringert, da die abgelagerten Spaltprodukte durch Niederschläge und zum Teil durch ackerbauliche Massnahmen in tiefer gelegene Bodenschichten transportiert werden und somit infolge der Absorption der Strahlung durch die Bodenschichten in zunehmendem Maße unwirksam werden. Aufgrund dieser Überlegungen müssen also durch die Berücksichtigung der Strahleneinwirkung durch die auf dem Boden abgelagerten Spaltprodukte, die im Vorstehenden abgeleiteten zulässigen Konzentrationen der Fallout-Produkte in Luft (Abb.13) und Wasser (Abb.9) auf jeweils die Hälfte reduziert werden.

Wie schon gesagt, setzt sich die tägliche Strontium-90-Zufuhr aus der Zufuhr durch Nahrungsmittel, Trinkwasser und Atemluft zusammen. Über die Anteile der einzelnen Komponenten an der Gesamtzufuhr liegen umfangreiche und gesicherte Untersuchungen vor. Nach Ergebnissen aus der Bundesrepublik (11)(27), Großbritannien (12) und Dänemark (39) teilt sich die tägliche Strontium-90-Zufuhr wie folgt auf (vgl. auch Tab.15):

- 90 % durch Nahrungsmittel
- 5 % durch Trinkwasser
- 5 % durch Atemluft.

Die zulässigen Konzentrationen der Fallout-Produkte in Luft und Wasser, die bisher - bei Dauerzufuhr - durch Berücksichtigung der Strahleneinwirkung von aussen jeweils die Hälfte der maximal zulässigen Bevölkerungsdosis erzeugen würden, müssen also, ent-

sprechend der Bedeutung der Zufuhrwege derart reduziert werden, dass die maximal zulässige Bevölkerungsdosis nicht überschritten wird. Diese Reduktion würde bei der zulässigen Konzentration der Luft auf $1/20$ der bisher ermittelten und in Abbildung 13 dargestellten Werte führen, da die Atemluft nur zu $1/20$ an der Gesamtzufuhr beteiligt ist. Bei der zulässigen Konzentration des Wassers (Abb.9) findet demgegenüber nur eine Reduktion um 5 % statt. Betrachtet man die sich daraus ergebende Situation, so sieht man, dass die Verminderung der in Abbildung 13 dargestellten Werte der zulässigen Konzentration der Luft auf $1/20$ zu Zahlen führt, die bei einem Alter des Spaltproduktgemisches von 20 Tagen, 100 Tagen und 1 Jahr entsprechend 35, 15 und $1,5 \text{ pc/m}^3$ betragen. Vergleicht man diese Zahlen mit den tatsächlich in der Luft ermittelten Aktivitätskonzentrationen, die in Abbildung 3 gebracht wurden, so erkennt man z.B., dass im Frühjahr 1959 als Monatsmittelwert eine Kontamination der Luft von etwa 4 pc/m^3 gemessen wurde. Infolge des Versuchsstopps im Herbst 1958 betrug das Alter der Spaltprodukte etwa $1/2$ Jahr, d.h. die für die Bevölkerung zulässige Konzentration an radioaktiven Spaltprodukten in der Atemluft war zu diesem Zeitpunkt erreicht. Da ein Schutz der Bevölkerung vor einer unzulässig hohen Zufuhr an Radionukliden mit der Atemluft undenkbar ist, schlägt der Verfasser vor, dass die zulässige Zufuhr durch die Atemluft auf Kosten der zulässigen Zufuhr durch Wasser erhöht wird, und zwar derart, dass $1/3$ der künstlichen Radioaktivität über die Atemluft und $2/3$ über das Wasser (Nahrungsmittel) zugeführt werden können. Die aufgrund dieser Festlegung berechneten zulässigen Konzentrationen an radioaktiven Fallout-Produkten sind für Wasser in Abbildung 15 und für Luft in Abbildung 16 als Funktion des Alters des Spaltproduktgemisches dargestellt. Die zulässige Konzentration an radioaktiven Fallout-Produkten in der Luft wurden damit vom Verfasser endgültig festgelegt, und man ersieht aus der Abbildung 16, dass die Grenze bei einem 20 Tage altem Spaltproduktgemisch etwa 100 pc/m^3 beträgt. Mit zunehmendem Alter des Gemisches wird diese Grenze immer kleiner und erreicht bei 10 Jahren etwa den Wert 1 pc/m^3 .

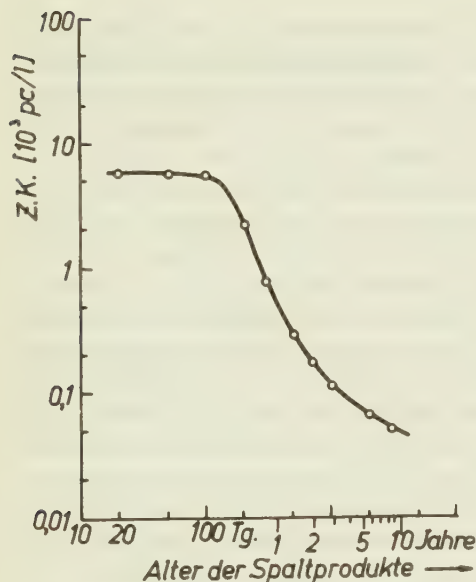


Abb. 15 Zulässige Konzentration Z.K. an radioaktiven Fallout-Produkten in Wasser unter Berücksichtigung der Strahlendosis durch abgelagerte Spaltprodukte und der Zufuhr radioaktiver Spaltnuklide mit der Atemluft als Funktion des Alters der Spaltprodukte.

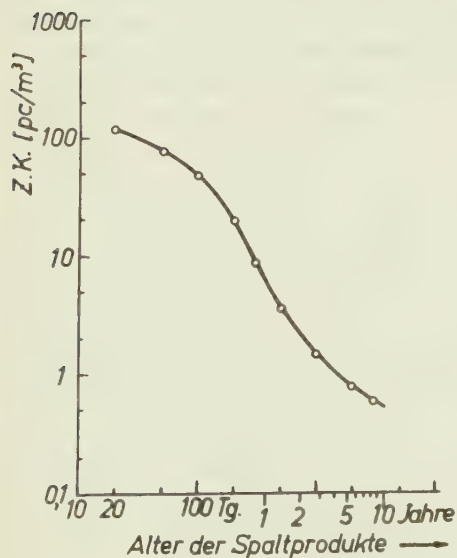
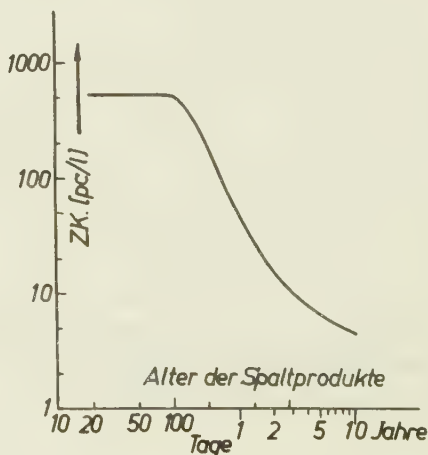


Abb. 16 Zulässige Konzentration Z.K. an radioaktiven Fallout-Produkten in der Atemluft als Funktion des Alters der Spaltprodukte.

Für die Berechnung der zulässigen Konzentration an radioaktiven Fallout-Produkten in Trinkwasser und Nahrungsmitteln wird nunmehr von Abbildung 15 ausgegangen. Nach den Feststellungen der International Commission on Radiological Protection (3) beträgt der Wasserbedarf des Menschen ca. 2,2 Liter pro Tag. Die angegebenen Daten der Abbildung 15 mit dieser Zahl multipliziert ergeben die zulässige tägliche Zufuhr radioaktiver Spaltprodukte in Abhängigkeit vom Alter des Gemisches. Wie schon oben ausgeführt, und auch aus der Tabelle 15 im einzelnen ersichtlich ist, werden mit dem Trinkwasser ca. 5 % der inkorporierten Spaltnuklide zugeführt (54). Hierbei sind vom Verfasser die in Großbritannien (55) mit grosser Genauigkeit und statistischer Sicherheit ermittelten Werte benutzt worden, da die aus der Bundesrepublik vorliegenden Ergebnisse nur für 1959 vollständig sind. Die Ergebnisse aus der Bundesrepublik beweisen aber, dass die in Großbritannien festgestellten Zahlen übernommen werden können. Damit konnte vom Verfasser endgültig die zulässige Konzentration für Trinkwasser berechnet werden, wenn man berücksichtigt, dass vom gesamten Wasserbedarf des Menschen 1,2 Liter durch Flüssigkeitsaufnahme gedeckt werden (3)(13). Die sich ergebende zulässige Konzentration radioaktiver Fallout-Produkte im Trinkwasser (in pc/l) ist als Funktion des Alters des Spaltproduktgemisches in Abbildung 17 dargestellt.

Abb. 17

Zulässige Konzentration Z.K. an radioaktiven Fallout-Produkten im Trinkwasser als Funktion des Alters der Spaltprodukte.



Der Abbildung ist zu entnehmen, dass die zulässige Konzentration der radioaktiven Fallout-Produkte im Wasser bis zu einem Alter des Spaltproduktgemisches von 100 Tagen 500 pc/l beträgt. Bei grösser werdendem Alter werden die zulässigen Konzentrationen geringer und nach 3 Jahren ergeben sich Zahlen von kleiner als 10 pc/l. In der Tabelle 15 ist die tägliche Strontium-90-Zufuhr durch die einzelnen Nahrungsmittel für die Jahre 1958 bis 1960 aufgeführt (55). Den Zahlen kann man entnehmen, dass fast 65 % der täglichen Menge durch Milchprodukte und 15 % durch Mehl und Getreide dem Menschen zugeführt werden. Die Berechnung von zulässigen spezifischen Konzentrationen radioaktiver Spaltprodukte für diese Lebensmittel ist möglich, jedoch ist es zweckmässig, sich auf das Spaltnuklid Strontium-90 zu beschränken, da diese Nahrungsmittel fast ausschliesslich mit Strontium-90 kontaminiert sind. Unter Bezugnahme auf Abb. 11, aus der man ersehen kann, daß für Spaltprodukte älter als 150-200 Tagen Strontium-90 das strahlenbiologisch bedeutsamste Radionuklid ist, soll deshalb für die obengenannten Nahrungsmittel die zulässige spezifische Strontium-90-Aktivität berechnet werden. Aus den Angaben der Empfehlungen der International Commission on Radiological Protection (3) lässt sich die zulässige tägliche Strontium-90-Zufuhr mit ca. 70 pc berechnen (vgl. Kapitel 4.4.2.). Schlüsselt man diese insgesamt zulässige tägliche Zufuhr gemäss der mit den einzelnen Nahrungsmitteln täglich prozentual zugeführten Strontium-90-Menge (Tab.15) auf, so ergibt sich eine zulässige Zufuhr mit der Milch (und Sahne) von 39 pc/d und mit dem Mehl und Getreide von 11 pc/d. Mit diesen beiden Nahrungsmitteln kann man die insgesamt zulässige tägliche Strontium-90-Zufuhr von 70 pc zu etwa 2/3 erfassen. Bei Kenntnis des täglichen Verbrauchs dieser Nahrungsmittel ist daraus die zulässige spezifische Strontium-90-Kontamination zu berechnen. Nach Angaben des "Statistischen Jahrbuches über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten der Bundesrepublik Deutschland" (56) beträgt der mittlere Verbrauch in der Bundesrepublik von Milch: 0,36 kg pro Kopf und Tag und von Mehl und Getreide: 0,23 kg pro Kopf und Tag. Damit ergibt sich aufgrund der genannten Werte über die zulässige

Tabelle 15

Tägliche Strontium-90-Zufuhr 1958-1960 (55)

	pc ⁹⁰ Sr/a		% an der Gesamtzufuhr			mittlere Zufuhr
	1958	1959	1960	1958	1959	1960
<u>Milchprodukte</u>						
Milch und Sahne	3,47	4,86	3,17	57,2	54,6	51,8
Käse	0,73	0,71	0,50	11,8	8,0	8,2
<u>Obst u. Gemüse</u>						
Wurzelgemüse	0,35	0,58	0,49	5,7	6,5	8,0
Blatt- und Grüngemüse	0,33	0,54	0,32	5,4	6,1	5,2
Obst	0,21	0,34	0,20	3,4	3,8	3,3
<u>Mehl u. Getreide</u>						
Alle Arten	0,75	1,32	1,07	12,1	14,8	17,5
<u>Tierische Produkte</u>						
Eier	0,04	0,17	0,12	0,6	1,9	2,0
Fleisch	0,27	0,37	0,24	4,4	4,2	3,9
Fisch	0,01	0,01	0,01	0,2	0,1	0,2
Andere Quellen	-	-	-	-	-	-
Gesamte tägl. Zufuhr mit der Nahrung	6,16	8,90	6,12	100 %	100 %	100 %
Trinkwasser	0,23	0,43	0,36	3,6 %	4,6 %	5,6 %
insgesamt:	6,39	9,33	6,48			

tägliche Zufuhr für die zulässige spezifische Strontium-90-Konzentration der Milch 110 pc/kg und für Mehl und Getreide 50 pc/kg. Damit konnten vom Verfasser für die Hauptnahrungsmittel die zulässigen Strontium-90-Kontaminationswerte ermittelt werden.

Somit ist im vorliegenden Kapitel gezeigt worden, dass die zulässigen Kontaminationswerte in Luft und Trinkwasser sowie für die Hauptnahrungsmittel mit Hilfe der vom Verfasser angegebenen Methode berechnet werden können. Ausgangspunkt der Überlegungen war die Zusammensetzung eines Spaltproduktgemisches als Funktion des Zeitintervalls nach der Spaltung. Unter Berücksichtigung des unterschiedlichen Verhaltens der einzelnen Spaltnuklide hinsichtlich ihrer Aufnahme, Ablagerung und Ausscheidung im menschlichen Organismus konnte geklärt werden, wie sich die zulässigen Konzentrationen eines Gemisches radioaktiver Spaltprodukte in Luft und Wasser mit zunehmendem Alter des Gemisches verändern. Dabei wurden als kritische Körperorgane die Lunge, der Magen-Darm-Kanal, der Knochen und der Ganzkörper diskutiert. Die bei einer Versuchsexplosion ausser den Spaltprodukten zusätzlich durch Neutronen-Aktivierung entstehenden Radionuklide wurden ebenfalls in die Betrachtungen mit einbezogen, und es ergab sich, dass nur die Radionuklide des Uran und Plutonium - die ebenfalls als ungespaltenes Bombenmaterial auftreten können - hinsichtlich einer möglichen Strahlengefährdung der Menschen bedeutsam sind. Bei der Festlegung der zulässigen Kontaminationswerte in Luft, Trinkwasser und Nahrungsmitteln musste die gesamte als Folge der Kernwaffenversuche festzustellende Kontamination der Biosphäre und insbesondere die daraus resultierende Strahleneinwirkung auf den Menschen diskutiert werden. Es konnte erreicht werden, dass unter Beachtung der von aussen auf den Menschen einstrahlenden Fallout-Ablagerungen, selbst bei dauernder Zufuhr radioaktiver Fallout-Produkte mit der Atemluft und dem Trinkwasser und den Nahrungsmitteln in den angegebenen Konzentrationen zu keinem Zeitpunkt im Leben des Menschen eine höhere Strahlendosis als die maximal zulässige Bevölkerungs-dosis auftritt. Inwieweit die für die Gesamtbevölkerung gewonnenen Resultate auf die Gruppe der Verbraucher von Zisternenwasser und auf die Kinder übertragbar ist wird im folgenden Abschnitt geprüft.

4.4. Zulässige Konzentrationen radioaktiver Fallout-Produkte in Luft, Trinkwasser und Lebensmitteln bei speziellen Bevölkerungsgruppen.

4.4.1. Zulässige Konzentrationen für Verbraucher von Zisternenwasser.

In der Bundesrepublik Deutschland leben etwa 300 000 Menschen - vorwiegend in Niedersachsen und Schleswig-Holstein und zum Teil in Bayern - die ihren Wasserbedarf mit Zisternenwasser decken. Für diese Bevölkerungsgruppe, die etwa 0,5 % der Gesamtbevölkerung ausmacht, müssen die in den vorstehenden Abschnitten gewonnenen Zahlen für die zulässigen Konzentrationen gesondert ermittelt werden. In Abbildung 18 sind die vom Institut für Angewandte Physik der Technischen Hochschule Hannover in den Jahren 1957-1961 gemessenen Monatsmittelwerte der Gesamt- β -Aktivität des Zisternenwassers in pc/l aufgetragen (11).

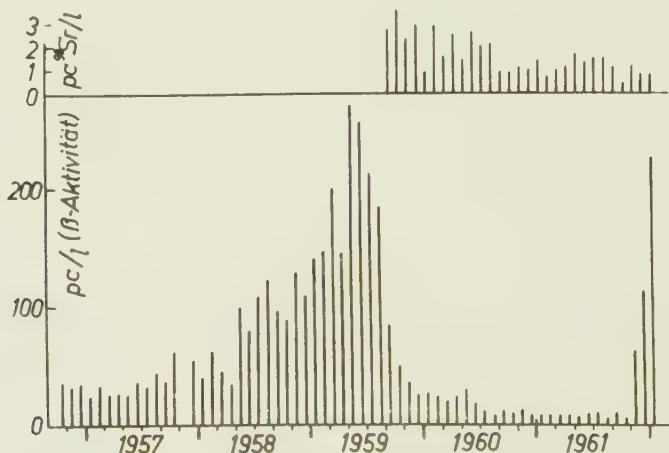


Abb. 18 Monatsmittelwert der Gesamt- β -Aktivität (untere Abbildung) und der Strontium-90-Aktivität (obere Abbildung) von Zisternenwasser in Niedersachsen (11).

Man ersieht daraus einmal die grossen Schwankungen der Radioaktivität des Zisternenwassers in Abhängigkeit vom Ausfall der Fallout-Spaltprodukte und zum anderen - in Vergleich zu Abbildung 17 -, dass die zulässigen Konzentrationen im Trinkwasser z.B. im Jahre 1959 überschritten waren. Betrachtet man demgegenüber die vom gleichen Institut gemessene spezifische Strontium-90-Aktivität des Zisternenwassers (im oberen Teil der Abbildung 18 eingezeichnet), so sieht man, dass die Strontium-90-Aktivität im allgemeinen zwischen 2 und 4 pc/l liegt unabhängig von den starken Schwankungen der Gesamt- β -Aktivität. Bei einem Trinkwasserbedarf von etwa 1,2 l pro Tag bedeutet das eine tägliche Strontium-90-Zufuhr von 2,5 bis 5 pc/d. Ein Vergleich mit Tabelle 15 zeigt, dass dies etwa das 10- bis 20-fache derjenigen Strontium-90-Menge ist, die der Gesamtbevölkerung mit dem Trinkwasser zugeführt wird. Nimmt man an, dass sich die Ernährungsgewohnheiten dieser Personengruppe nicht von denen der Gesamtbevölkerung unterscheiden, so ergibt sich folgende tägliche Strontium-90-Zufuhr in pc/d:

	1958	1959	1960
durch die Nahrung	6,2	8,9	6,1
durch das Trinkwasser	2,7 (geschätzt)	3,8	2,7
insgesamt:	8,9	12,7	8,8

Der Aufstellung kann entnommen werden, dass bei dieser Personengruppe etwa 30 % der täglich zugeführten Strontium-90-Menge durch das Trinkwasser in den Organismus gelangen. Da bei dieser Bevölkerungsgruppe in der Bundesrepublik die tägliche Strontium-90-Zufuhr ständig überwacht wird, sollen hier nur Werte für dieses Nuklid ermittelt werden. Gemäss den Empfehlungen der International Commission on Radiological Protection (3) liegt die für die Bevölkerung täglich zulässige Strontium-90-Zufuhr bei 70 pc. Aufgrund der zitierten, in Abbildung 18 wiedergegebenen Messungen der spezifischen Strontium-90-Aktivität des Zisternenwasser aus den Jahren 1959 bis 1961 kann man entnehmen, dass durch den Verbrauch dieses Wassers nicht mehr als 10 pc Strontium-90 pro Tag

zugeführt werden. Damit können, wie in den vorstehenden Abschnitten dieses Kapitels, zulässige spezifische Konzentrationen an Strontium-90 für die Hauptnahrungsmittel dieser Bevölkerungsgruppe ermittelt werden. Es ergibt sich für Milch als zulässiger Kontaminationsgrad 90 pc Strontium-90 pro Kilogramm und für Mehl und Getreide 40 pc/kg. Diese Zahlen bedeuten, dass bei Verbrauchern von Zisternenwasser die zulässige Kontamination der Nahrungsmittel um 20 % gegenüber den für die Bevölkerung zulässigen Werten reduziert werden müssen. Andererseits folgt aus diesem Ergebnis, dass bei Anlegung der für die Gesamtbevölkerung zulässigen Grenzen für die Verbraucher von Zisternenwasser eine tägliche Strontium-90-Zufuhr auftreten kann, die zu etwa 20 % über der Zulässigkeitsgrenze liegt.

4.4.2. Zulässige Konzentrationen für Kinder.

Wie im Kapitel 4.3. in Tabelle 14 gezeigt werden konnte, wurde im kindlichen Organismus ein höherer Strontium-90-Gehalt des Skelettsystems gemessen als bei Erwachsenen. Diese Tatsache erklärt sich aus der chemischen Verwandtschaft dieses Radionuklids zum Calcium. Die Retention des mit der Nahrung angebotenen Calciums ist gerade bei Kindern sehr hoch, da dieses Element zum Aufbau der Knochen benötigt wird. Die Frage erlangt deshalb eine besondere Bedeutung und wird im nachfolgenden untersucht werden.

In Abbildung 19 ist als Beispiel die totale Calcium-Retention von menschlichen Föten angegeben in Abhängigkeit von der Graviditätswoche (57). Man ersieht aus der Abbildung eine starke Zunahme der Calcium-Retention von der 30. Schwangerschaftswoche an. Nach der Geburt beträgt der Calcium-Bedarf der Kinder bis etwa zum 10. Lebensjahr ca. 1 Gramm pro Tag und steigt infolge des starken Wachstums zwischen dem 10. und 20. Lebensjahr in diesem Intervall auf etwa 1,2 bis 1,4 Gramm Calcium pro Tag (13). Infolge des wechselnden Calcium-Bedarfs wird zur Berechnung der zulässigen Konzentration an Strontium-90 in Nahrungsmitteln vom Verfasser folgender Weg eingeschlagen:

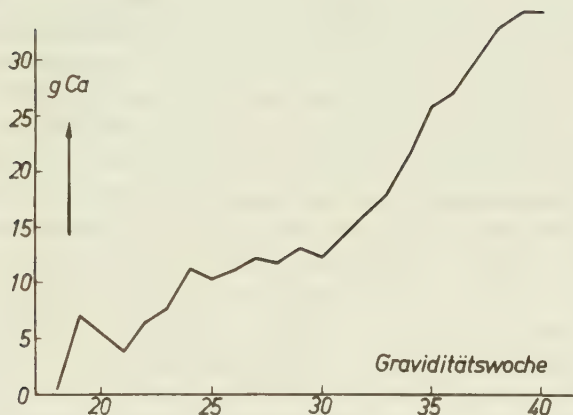


Abb. 19 Totale Calcium-Retention menschlicher Föten in den verschiedenen Graviditätswochen (57)

Bietet man mit der Nahrung ein bestimmtes Strontium-90/Calcium-Verhältnis an, so kann selbst beim Einbau des gesamten Strontium-90 und Calcium im Skelettsystem kein grösseres als das angebotene Strontium-90/Calcium-Verhältnis im Knochen auftreten. Wählt man also die pro Gramm Calcium zulässige Menge Strontium-90 gering genug, so ist sichergestellt, dass zu keinem Zeitpunkt im Leben das zulässige Strontium-90/Calcium-Verhältnis im Skelettsystem überschritten wird.

Die im gesamten Skelettsystem für beruflich strahlenexponierte Personen höchstzulässige Strontium-90-Aktivität beträgt $2 \mu\text{c}$ (3). Unter Berücksichtigung des Reduktionsfaktors $1/30$ für die Bevölkerung und der Tatsache, dass die gesamte Calcium-Menge eines Erwachsenen 1050 Gramm beträgt - diese ist zu 90 % im Skelettsystem enthalten (3)(13) -, ergibt sich ein im Knochen zulässiges Strontium-90 : Calcium-Verhältnis von $60 \text{ pc } ^{90}\text{Sr/g Ca}$. Wird also mit der kontaminierten Nahrung dieses oder ein geringeres Strontium-90 : Calcium-Verhältnis angeboten, so ist man sicher, dass die im Knochen maximal zulässige Strontium-90-Menge nicht

überschritten wird. Die so ermittelte Angabe der zulässigen Kontamination der Nahrungsmittel stimmt mit den früheren Berechnungen für Erwachsene (Kapitel 4.3.) überein, da die tägliche Calcium-Zufuhr mit der Nahrung etwa 1 Gramm beträgt (13). Die Ernährung des Kleinstkindes besteht anfangs ausschliesslich aus Milch und gleicht sich dann mit zunehmendem Alter immer mehr den Ernährungsgewohnheiten der Erwachsenen an.

Der Calcium-Gehalt der Milch beträgt für Muttermilch 35 mg/100 g und für Kuhmilch 125 mg/100 g (13). Bei einer Ernährung des Kleinstkindes ausschliesslich mit Kuhmilch ergibt sich, da 60 pc $^{90}\text{Sr/g}$ Ca in der Milch zulässig sind, ein zulässiger Kontaminationsgrad der Milch mit Strontium-90 von 75 pc/kg. Im Vergleich mit der in Kapitel 4.3. für erwachsene Personen ermittelten zulässigen Verseuchung der Milch mit Strontium-90 zeigt, dass die für die Gesamtbevölkerung zulässigen Kontaminationswerte der Milch um 30 % reduziert werden müssen. Zu bemerken ist hier noch, dass das mit der täglichen Nahrung dem Kleinstkind angebotene Calcium im allgemeinen den vorhandenen Bedarf zum Aufbau des Skelettsystems nicht deckt. Der Fehlbetrag wird in Form von Medikamenten angeboten, die frei von radioaktivem Strontium sind (58). Aufgrund dieser Tatsache wird also das im Skelett auftretende Strontium-90/Calcium-Verhältnis der Kleinstkinder geringer sein als das mit der Nahrung angebotene. Bei Umstellung der Ernährungsweise der Kinder auf die der erwachsenen Personen gelten die in den vorangegangenen Abschnitten dargelegten Überlegungen.

Die Prüfung der Frage, inwieweit die für die Gesamtbevölkerung abgeleiteten zulässigen Konzentrationen radioaktiver Fallout-Produkte in den Nahrungsmitteln auf besondere Bevölkerungsgruppen übertragbar sind, wurde vom Verfasser vorgenommen und es wurde folgendes festgestellt: Die mittlere Verseuchung der Nahrungsmittel mit Strontium-90 von Verbrauchern von Zisternenwasser muss um 20 % gegenüber den für die Bevölkerung geltenden Zahlen reduziert werden, da die tägliche Zufuhr an Strontium-90 mit dem

Trinkwasser einen hohen Prozentsatz der Gesamtzufuhr ausmacht. Bei Kleinstkindern ergab sich die Notwendigkeit einer Verminderung der für die Bevölkerung zulässigen Zahlen um 30 %, da die Ernährung der Kleinstkinder vorwiegend durch Milch und Milchprodukte erfolgt. Damit konnten in dem vorliegenden Kapitel zulässige Konzentrationen radioaktiver Fallout-Produkte in Luft, Trinkwasser und Nahrungsmitteln für die Gesamtbevölkerung, für die Verbraucher von Zisternenwasser und für die Kinder mit Hilfe der vom Verfasser angegebenen Methoden berechnet werden.

5. Experimentelle Bestimmung der durch die am Erdboden abgelagerten Spaltprodukte hervorgerufenen Strahlendosis.

=====

In dem vorstehenden Kapitel wurde bereits mehrmals darauf hingewiesen, dass bei der Festlegung zulässiger Konzentrationen radioaktiver Spaltprodukte in Luft, Wasser und Nahrungsmitteln die Kenntnis der durch den Fallout bedingten Strahleneinwirkung "von aussen" unerlässlich ist. Wie in Kapitel 2: "Maximal zulässige Strahleneinwirkung" dargelegt wurde, darf die für eine Population maximal zulässige Strahlenbelastung von 5 rem in 30 Jahren durch die Summe der Strahleneinwirkungen "von innen" und "von aussen" nicht überschritten werden, d.h. je höher die Strahleneinwirkung durch die auf dem Erdboden abgelagerten Spaltprodukte ist, desto geringer werden die zulässigen Konzentrationen sein müssen und umgekehrt. Da die bisher durchgeführten Messungen dieser Grösse unsicher und unbefriedigend sind, soll im folgenden auf das Problem der Messung der Strahleneinwirkung "von aussen" durch die abgelagerten Spaltprodukte näher eingegangen werden und neue Methoden zum experimentellen Nachweis dieser durch die Versuchsexplosionen verursachten Strahlung aufgezeigt werden.

Durch den radioaktiven Niederschlag und durch den herabsedimentierenden Fallout wurden dem Erdboden je nach Häufigkeit und Stärke der Atomwaffentests bis zu 100 mc Spaltprodukte pro km² und Monat zugeführt. In Abbildung 5 sind die diesbzgl. Messungen des Verfassers bis Anfang 1962 aufgetragen. Über die tatsächlich auf dem Boden vorhandene künstliche Radioaktivität gibt diese Abbildung jedoch keine Auskunft, da der radioaktive Zerfall der einzelnen Spaltnuklide nicht berücksichtigt ist. Die Summation der dem Boden zugeführten künstlichen Radioaktivität unter Berücksichtigung des radioaktiven Zerfalls wurde von GERLACH und STIERSTADT (59) für die Jahre 1955 bis 1961 für München durchgeführt. Die sich nach diesen Messungen und Berechnungen ergebende Flächenaktivität in mc/km² ist in Abbildung 20 dar-

gestellt. Man sieht, dass bis zum Sommer 1959 eine ständige Zunahme der abgelagerten künstlichen Radioaktivität erfolgte, wobei sich - je nach der Versuchstätigkeit und der Stärke der Explosionen - mehr oder weniger hohe Aktivitätsspitzen überlagerten. Seit Sommer 1959 ist eine ständige Abnahme der Flächenaktivität zu beobachten, die auf den radioaktiven Zerfall der Nuklide zurückzuführen ist.



Abb. 20 Auf dem Erdboden vorhandene Spaltproduktaktivität (München) (59).

Die Versuchsexplosionen im Herbst 1961 brachten einen erneuten Anstieg, auf den später (Abbildung 26) noch eingegangen wird. Nicht berücksichtigt ist bei dieser Darstellung, dass eine Abnahme der Flächenaktivität durch abgeernteten Bewuchs, der die Spaltprodukte oberflächlich adsorbiert oder durch die Wurzeln aufgenommen hat oder durch andere ackerbauliche Massnahmen erfolgen kann. Eine Berechnung der durch die abgelagerten Spaltprodukte verursachte Strahlenbelastung anhand der Abbildung 20 ist sehr unbefriedigend, da sich einmal die pro Beta-Zerfall emittierte Zahl der Gamma-Quanten nach dem Alter des Spalt-

produktgemisches ändert, zum anderen zusätzlich noch die mittlere Energie der Gammaquanten in Abhängigkeit vom Alter des Gemisches verschieden ist (60).

Eine andere Möglichkeit zur Ermittlung der durch die Fallout-Ablagerungen verursachten Strahlenbelastung besteht in einer radiochemischen Analyse einer definierten Bodenprobe auf ihren Gehalt an Spaltprodukten. Anhand der Analyse kann man die Flächenbelegung ermitteln und daraus die Strahlendosis berechnen; dies ist in Großbritannien (12) und in den Vereinigten Staaten von Amerika (61) durchgeführt worden. Die mitgeteilten Ergebnisse sind in Abbildung 21 wiedergegeben. Die höheren Dosisleistungswerte in den USA sind auf die dort vorhandenen grösseren Flächenaktivitäten infolge der höheren Fallout-Rate zurückzuführen.

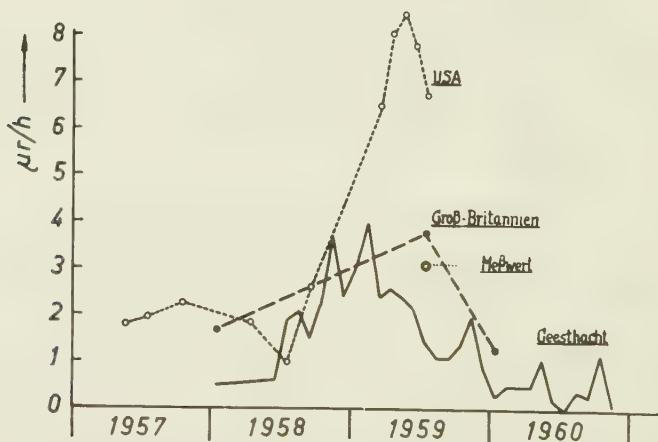


Abb. 21 Dosisleistung durch die Fallout-Ablagerungen in den Vereinigten Staaten von Amerika (61), Großbritannien (12) und in der Bundesrepublik (Geesthacht).

Derartige quantitative Bodenanalysen fehlen für die Bundesrepublik jedoch kann man die in Großbritannien ermittelten Werte auf die

Bundesrepublik übertragen, da die in beiden Ländern durchgeführten Analysen über die dem Boden zugeführten Strontium-90-Aktivitäten (vgl. Abb.6) zu vergleichbaren Zahlen führen. Trotzdem ergibt sich die Notwendigkeit einer experimentellen Bestätigung. Dies gelang hier durch Verwendung der am Reaktor Geesthacht durchgeführten Messungen des Nullpegels. Diese Messungen werden mit einer wellenlängenunabhängigen Ionisationskammer durchgeführt. Die übrigen, in der Bundesrepublik vorhandenen Reaktorstationen messen nur mit relativ anzeigendem Zählrohr. Bei der Auswertung der Ergebnisse der Reaktorstation Geesthacht wurde davon ausgegangen, dass die kleinste in den Jahren zu beobachtende Dosisleistung (Juli 1960) von $5,5 \mu\text{r/h}$, entsprechend 48 mr/Jahr , der natürlichen Umgebungsstrahlung zuzuschreiben ist. Die über diese Zahl hinausgehenden, gemessenen Dosisleistungswerte wurden der Strahlenwirkung der Fallout-Ablagerungen zugeordnet und ebenfalls in Abbildung 21 eingezeichnet. Neben der guten Bestätigung der englischen Daten sieht man, dass zwischen der Sammlerkurve (Abbildung 20) und der durch den Fallout bedingten Dosisleistung (Abbildung 21) durchaus kein signifikanter Zusammenhang besteht. Einen weiteren Hinweis für die Richtigkeit der Ergebnisse gab HERBST (62). Durch Messung der Umgebungsstrahlung mit einer Ionisationskammer konnte er als Mittel für 10 Meßplätze im süddeutschen Raum vom Sommer 1959 bis Sommer 1960 einen Rückgang der Dosisleistung von $2,6 \mu\text{r/h}$ beobachten.

Grundsätzlich ist zu sagen, dass die Bestimmung der durch die auf dem Boden vorhandenen Fallout-Ablagerungen bedingten Strahleneinwirkung von aussen mit Ionisationskammern nur sehr unbefriedigend gelingt, da die Strahlendosis durch die Umgebungsstrahlung ebenfalls mit dem Detektor gemessen wird. Aus Abb. 1 war zu ersehen, welche Werte die Dosisleistung durch die natürliche Umgebungsstrahlung je nach den geologischen Bedingungen annehmen kann. Man erkennt, dass bei der Schwankungsbreite der Umgebungsstrahlung eine Erhöhung der natürlichen Umgebungsstrahlung um 10-20 % durch die Fallout-Ablagerungen nur unter günstigen Bedingungen statistisch gesichert nachzuweisen ist.

In Anbetracht der Unsicherheit bei der Ermittlung der zusätzlichen durch den Fallout bedingten Strahlendosis mit Ionisationskammern wurde versucht, genauere Informationen durch Anwendung der Gamma-Spektrometrie im freien Gelände zu erhalten. Zu diesem Zweck wurde vom Verfasser der Radiologische Meßwagen des Max Planck-Instituts für Biophysik, Frankfurt/M., mit einem $2\frac{1}{2} \times 2$ " NaJ(Tl)-Szintillationskristall und einem Impulshöhen-Analysator ausgerüstet. In der Abbildung 22 ist der derzeitige Aufbau des Meßwagens zu erkennen: auf dem Dach befindet sich die mit 2 Atmosphären Überdruck gefüllte 50 l Ionisationskammer, diese wird bei Messungen zur Verringerung der Absorption der Bodenstrahlung durch den Wagen vor die Frontebene des Kühlers geschoben. Am Heck des Fahrzeuges befindet sich ein Großflächen-Beta-Zählrohr. Der Szintillationskristall mit Photomultiplier und Vorverstärker ist direkt vor dem Kühler angebracht. Die Spektrometrie wurde mit einem 512-Kanal Analysator der Firma Nuclear Data durchgeführt. Die netzunabhängige Stromversorgung ist durch ein im Anhänger befindliches Aggregat sichergestellt.



Abb. 22 Radiologischer Meßwagen des Max Planck-Instituts für Biophysik, Frankfurt/M.

Mit dieser Meßanordnung wurden vom Verfasser folgende Ergebnisse erzielt: Abbildung 23 zeigt ein typisches Gamma-Spektrum der Umgebungsstrahlung im Bereich bis 3 MeV. Man erkennt aus dieser Abbildung einmal die von den natürlichen Zerfallsreihen des Uran, Radium und Thorium hervorgerufenen Peaks, zum anderen bei 1,46 MeV den Peak des natürlichen Kalium-40.

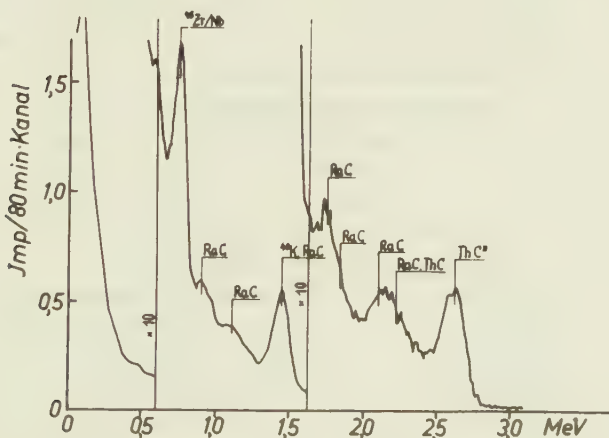


Abb. 23 Gamma-Spektrogramm der Umgebungsstrahlung bis 3 MeV.

Bei dieser, wie in den folgenden Messungen, stand der Szintillationskristall direkt auf dem Boden, die Meßzeit betrug im allgemeinen 80 Minuten. Für die hier durchgeführten Untersuchungen ist von besonderem Interesse der Peak bei 750 keV, der den Spaltisotopen Zirkon-/Niob-95 zuzuschreiben ist. Bei 500 keV erkennt man noch schwach ausgeprägt den Peak der Spaltisotopen Ruthenium-/Rhodium-103. Unterhalb von 500 keV treten infolge der im Boden stattfindenden Streu- und Absorptionsprozesse keine erkennbaren Peaks mehr auf.

Zur Prüfung, ob der Peak bei 750 keV dem Spaltnuklid Zirkon-/Niob-95 zuzuschreiben ist, wurde folgendes unternommen: aus anderen, insbesondere englischen Untersuchungen (55), ist bekannt, dass die Spaltnuklide des Fallout in den oberen Zentimetern der Bodenoberfläche gebunden werden. Selbst intensive Beregnung bewirkt nur einen unwesentlichen Transport der Spaltnuklide in tiefere Bodenschichten. Es wurde daher zum Vergleich ein Spektrum in einem Loch von 1 m Tiefe aufgenommen. In Abbildung 24 sind die Ergebnisse im Energiebereich bis 1 MeV dargestellt. Man erkennt, dass sich dem natürlichen Bodenspektrum folgende Spaltnuklid-Linien überlagern:

Zirkon-/Niob-95 bei 750 keV und
Ruthenium-/Rhodium-103 bei 500 keV.

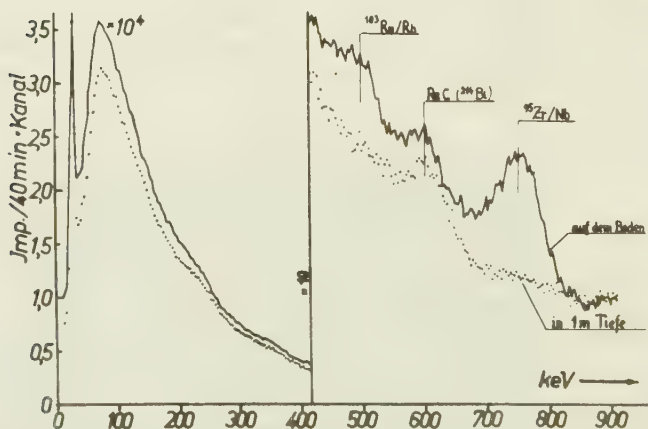


Abb. 24 Gamma-Spektrogramm der Umgebungsstrahlung bis 1 MeV.

Dieser Befund konnte durch folgendes Experiment erhärtet werden: Vom Gartenbauamt der Stadt Frankfurt/M. wurde in der Stresemann-Allee zur Anlage einer Grünfläche die obere Bodenschicht etwa 50 cm tief abgetragen. Das aufgenommene Gamma-Spektrogramm vor

und nach dieser Massnahme ergab eindeutig, dass die Spaltnuklide nur in der abgetragenen Erdschicht vorhanden waren. Darüberhinaus wurde mit einer bis etwa 5 cm Tiefe entnommenen Bodenprobe eine radiochemische Analyse durchgeführt, und es bestätigte sich, dass in dieser Probe die Spaltnuklide Zirkon-/Niob-95 und Ruthenium-/Rhodium-103 enthalten sind. Gammaspektrometrisch konnte zusätzlich geklärt werden, dass die abgelagerten Spaltnuklide zu über 90 % im obersten Zentimeter des Bodens vorhanden sind.

Die bisher vom Verfasser gewonnenen Ergebnisse zeigen also, daß durch einfache Gamma-Spektrometrie bei geringen Meßzeiten die auf dem Boden abgelagerten Spaltnuklide Zirkon-/Niob-95 sicher nachzuweisen sind. Aus den Berechnungen von BOLLES und BALLOU (44) über die Zusammensetzung des Spaltproduktgemisches als Funktion des Alters des Spaltproduktgemisches (Abb.8) folgt, dass bei einem Alter des Spaltprodukts von 50 bis 300 Tagen die Nuklide Zirkon-95 und Niob-95 zu über 20-40 % an der Gesamt-Radioaktivität beteiligt sind. Berücksichtigt man für den genannten Zeitraum die prozentuale Zusammensetzung der Spaltnuklide und die Zahl und die Energie der pro Zerfall der einzelnen Nuklide emittierten Gamma-Quanten, so ergibt sich, dass die insgesamt durch die Fallout-Ablagerungen verursachte Dosisleistung zu über 90 % durch die Nuklide Zirkon-95 und Niob-95 hervorgerufen wird. Erst nach einem Alter des Spaltproduktgemisches von mehr als einem Jahr wird die durch das langlebige Spaltnuklid Caesium-137 bewirkte Dosisleistung prozentual gesehen wirksam und gewinnt immer mehr an Gewicht.

Für die weiteren Untersuchungen der auf dem Boden vorhandenen Fallout-Ablagerungen wurden Spektren bis etwa 2 MeV aufgenommen, damit der durch das natürliche Kalium-40 hervorgerufene Peak bei 1,46 MeV als Normierungsspektrum für Meßreihen an einem konstanten Ort zur Verfügung steht. Ein solches Gammaspektrogramm ist in Abbildung 25 dargestellt. Das "natürliche" Spektrum wurde wiederum durch Messung in einem Loch von 1 m Tiefe gewonnen.

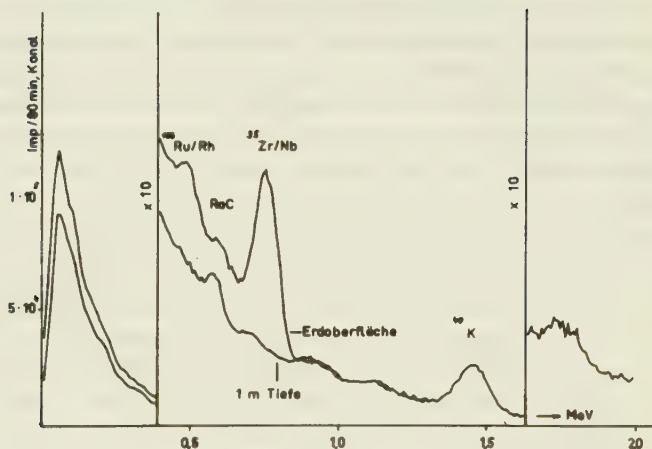


Abb. 25 Gamma-Spektrogramm der Umgebungsstrahlung bis 2 MeV.

Anhand des in Abbildung 25 dargestellten Spektrums lässt sich die durch das Zirkon-/Niob-95 verursachte Strahlenbelastung abschätzen. Die Zahl der im Szintillationskristall absorbierten Quanten des Zirkon-/Niob-95 beträgt etwa $2 \cdot 10^5$ pro Stunde. Bei einer Dichte des Szintillationskristalls von $3,7 \text{ g/cm}^3$ entspricht das etwa 100 Quanten mit einer Energie von 750 keV pro Gramm und Stunde. Damit ergibt sich eine Dosisleistung von ca. $1,0\text{--}1,5 \text{ } \mu\text{rad/h}$.

Nach diesen Befunden wurden nunmehr vom Verfasser Versuche unternommen, die auf dem Boden vorhandenen Fallout-Ablagerungen quantitativ zu erfassen. Parallel zu der seit Herbst 1961 für Frankfurt/M. konstruierten Sammlerkurve wurde seit Anfang März die Höhe des Zirkon-/Niob-95-Peaks gemessen. Die Sammlerkurve wurde durch Summation der "täglich dem Boden zugeführten Spaltproduktsaktivität" unter Berücksichtigung des radioaktiven Zerfalls gewonnen. Die radioaktiven Niederschläge wurden mit einem $0,5 \text{ m}^2$ grossen Polyäthylentrichter auf dem Turm des Instituts (24 m über dem Erdboden) gesammelt.



Abb. 26 Sammlerkurve für Frankfurt/M. und Zirkon-/Niob-95-Peakhöhe.

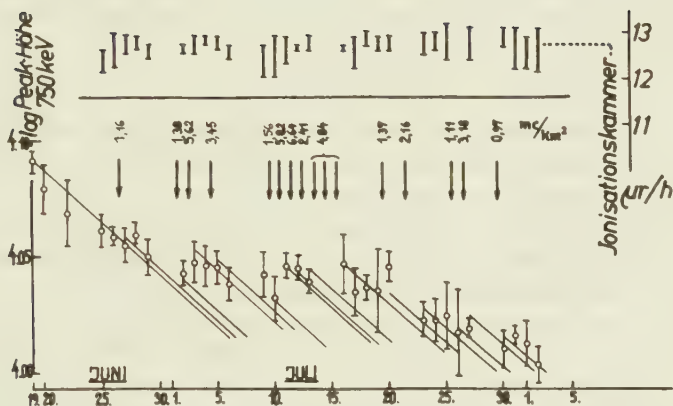
Die Bestimmung der Höhe des Zirkon-/Niob-95-Peaks mit dem Szintillationskristall wurde im Garten des Instituts durchgeführt. Die sich durch die Konstruktion der Sammlerkurve ergebende Flächenaktivität in mc/km^2 und die experimentell gemessenen Peakhöhen sind in Abbildung 26 dargestellt. Dem vom März bis Juni 1962 beobachteten Anstieg der Flächenaktivität von 60 mc/km^2 läuft parallel ein Anstieg des Peaks bei 750 keV. Insgesamt konnte eine Zunahme der Peak-Höhe um etwa 6000 Imp/80 min gemessen werden. Interessanterweise war der erste Meßplatz im Instituts-gelände insofern ungünstig gewählt, als er sich unter Gebüsch befand. Mit zunehmender Blattentwicklung der Sträucher ab Ende April wurden die radioaktiven Niederschläge zu den Randzonen der Sträucher abgeleitet, wodurch sich der Abfall der gemessenen Peak-Höhe seit Anfang Mai erklärt. Der dann für die Messungen gewählte Rasenplatz - der in der näheren Umgebung frei von Sträuchern war - gibt den Anstieg der Flächenaktivität seit Anfang Mai gut wieder. Zu bemerken ist, dass die Entfernung zwischen diesen beiden Meßplätzen nur etwa 7 m betrug. Die Flächenaktivität

wies also auf dieser kurzen Distanz Veränderungen von über 50 % auf, ein Effekt, der mit den bisherigen Methoden der Direktmessungen nicht in dieser Deutlichkeit nachgewiesen werden konnte.

Mit den in Abb. 26 gezeigten Ergebnissen konnte bewiesen werden, dass die Höhe des Zirkon-/Niob-95-Peaks repräsentativ für die abgelagerten Spaltprodukte der Versuchsexplosionen ist. Daher wurden Versuche unternommen, die Meßanordnung zu eichen. Da es auf dem Institutsgelände nicht möglich ist, eine grössere Bodenfläche mit Zirkon-/Niob-95 zu kontaminieren, wurden zur Eichung die radioaktiven Niederschläge selbst verwendet. Zu diesem Zweck wurden auf einem festen Meßplatz im Institutsgelände täglich mehrere Registrierungen der Peak-Höhen vorgenommen und parallel dazu die dem Boden mit den Niederschlägen und trockenem Fallout zugeführte Spaltproduktaktivität gemessen. In der Abbildung 27 sind diese Ergebnisse mitgeteilt: während einer längeren Schönwetter-Periode (19.-26.6.62) fiel die gemessene Peak-Höhe mit einer Halbwertszeit von 65 Tagen (Zirkon-95) ab. Die ab dem 26.6.62 gefallenen Niederschläge sind mit ihrer dem Boden zugeführten Flächenaktivität in der Abbildung 27 vermerkt; die mit dem trockenen Fallout zugeführte Radioaktivität, die im Mittel etwa $0,3 \text{ mc/km}^2$ pro Tag betrug, ist, um die Übersichtlichkeit nicht zu stören, nicht in Abbildung 27 eingezeichnet. Man sieht, dass je nach der mit dem Niederschlag dem Boden zugeführten Flächenaktivität ein messbarer Anstieg der Peak-Höhe erfolgte. Die eingezeichneten Punkte sind Mittelwerte aus 5-6 Einzelmessungen zu je 80 Minuten und alle auf den Peak des natürlich radioaktiven Nuklids Kalium-40 normiert. Der statistische Fehler betrug infolge der vorgenommenen Normierung nur 1-3 %. Aus diesen Messungen ergibt sich folgender Eichfaktor:

$1000 \text{ Imp/80 min (750 keV) entsprechen } 14,7 \text{ mc/km}^2$.

Zum Vergleich ist die mittels der 150 l Ionisationskammer des Meßwagens gemessene Dosisleistung durch die Umgebungsstrahlung und kosmische Strahlung ebenfalls in der Abbildung 27 (oberer Rand) eingezeichnet. Aus den Meßwerten ist zu erkennen, dass in dem betrachteten Zeitraum keine statistisch gesicherte Veränderung der Anzeige zu beobachten ist.



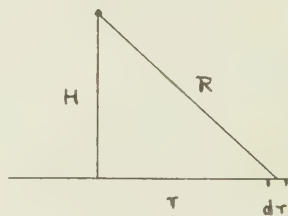
die dem Boden zugeführte Flächenaktivität auf dem Meßplatz um 20 % höher ist als die auf dem Turm ermittelte. Unter Berücksichtigung dieser Tatsache ergibt sich folgender Eichfaktor für die Szintillometer-Anordnung:

1000 Imp/80 min (750 keV) entsprechen $17,5 \text{ mc/km}^2$.

Mit diesem Eichfaktor errechnet sich die insgesamt abgelagerte Spaltproduktaktivität zu etwa 160 mc/km^2 in guter Übereinstimmung mit dem theoretisch durch die Sammlerkurve ermittelten Wert. Dass die mit der Szintillometer-Anordnung gemessene Flächenaktivität etwa um 10 % geringer ist als die theoretisch ermittelten Zahlen, lässt auf eine geringe Absorption der Strahlung im Boden schliessen. Da - wie bereits berichtet - über 90 % der abgelagerten Spaltprodukte im ersten oberen Zentimeter abgelagert sind, wurde daraufhin versucht, die Verteilung innerhalb dieses Zentimeters genauer zu studieren. Infolge des dichten Wurzelfilzes war dies jedoch unmöglich.

Anhand der gemessenen Daten kann man nun die Strahlendosis durch die abgelagerten Spaltprodukte errechnen.

Dazu wird angenommen, dass sich die Spaltnuklide auf einer unendlich ausgedehnten Fläche gleichmässig verteilt befinden. Gesucht ist die Dosisleistung DL in H=1 m über dem Boden bei einer Flächenbelegung von $A \text{ mc/km}^2$ durch die Spaltnuklide Zirkon-/Niob-95. Die Dosisleistung DL errechnet sich zu (vgl. Skizze)



$$DL = DK \int_H^\infty \frac{2\pi A R dr}{R^2} e^{-\mu_L R} \quad [\mu r/h]$$

wobei μ_L der Absorptionskoeffizient für Luft und DK die Dosisleistungskonstante für Zirkon-/Niob-95 ($= 4 \text{ r/h} \cdot \text{mc}$ in 1 cm Entfernung von der Quelle) bedeuten. Aus dem obigen Ausdruck erhält man

$$DL = 8\pi A \int_H^{\infty} \frac{e^{-\mu_L R}}{R} dR = 8\pi A \left\{ Ei(-\mu_L H) \right\} \left[\mu_L / h \right]$$

Die Funktion $Ei(x)$ ist tabelliert (63) und es ergibt sich

$$DL = 1,0 \cdot 10^{-2} \cdot A \quad [\mu_L / h]$$

Berücksichtigt man die Tatsache, dass die Radionuklide Zirkon-95 und Niob-95 zu dem betrachteten Zeitpunkt zu etwa 40 % an der Gesamtaktivität beteiligt waren (Abb.8), so errechnet sich die durch diese Nuklide hervorgerufene Strahlendosis zu $0,7 \mu\text{r/h}$. Dies entspricht einer Jahresdosis von 6 mr. Wie schon früher gesagt, wird die von einem Spaltproduktgemisch mit einem Alter von ca. 200 Tagen verursachte Strahlenbelastung von aussen zu über 90 % durch die Nuklide Zirkon-/Niob-95 bewirkt, so dass die eben angegebene Dosisleistung ebenfalls für die gesamte Fallout-Ablagerung verbindlich ist. Vergleicht man diese zusätzliche Strahlendosis mit der durch die natürliche Umgebungsstrahlung verursachte mittlere Jahresdosis von 70-80 mr (Kap.3.1., Abb.1), so sieht man, dass eine Erhöhung um nicht ganz 10 % durch die abgelagerten Spaltprodukte stattgefunden hat. Die Bestimmung derartig geringer Erhöhungen der Umgebungsstrahlung durch direkte Messungen war bisher nur mit erheblichen Unsicherheiten möglich. Beachtet man weiterhin, dass bei Messung auf einem festen Meßplatz, bei dem man den Peak des natürlich radioaktiven Isotops Kalium-40 zur Normierung verwenden kann, die statistischen Schwankungen der Zirkon-/Niob-95-Peakhöhe höchstens $\pm 3 \%$ betragen, so folgt daraus, dass Änderungen der Flächenbelegung mit diesen Radionukliden um $\pm 2 \text{ mc/km}^2$ oder $\pm 2 \cdot 10^{-9} \text{ c/m}^2$ erfasst werden können.

Damit ist es dem Verfasser gelungen, die als Folge der Atom-bombenversuche auf dem Boden vorhandenen Ablagerungen radio-aktiver Spaltprodukte durch Anwendung der Gammaspektrometrie direkt im Freien zu messen. Die bisher durchgeführten Bestimmungen dieser radioaktiven Ablagerungen mittels Ionisationskammern waren infolge der grossen Schwankungsbreite der natürlichen Umgebungsstrahlung unsicher und unbefriedigend. Die ebenfalls zur Messung der Fallout-Ablagerungen von einigen Stellen durchgeführten radiochemischen Analysen von Bodenproben führten zwar zu exakteren Zahlen, brachten aber auch einen erheblich grösseren Arbeitsaufwand mit sich. Aufgrund der hier dargelegten Methoden, Untersuchungen und Ergebnisse ist einmal eine genaue Analyse der spektralen Zusammensetzung der Umgebungsstrahlung möglich, zum anderen eine quantitative Überwachung der Fallout-Ablagerungen. Nach einer Eichung des Szintillometers, zu der direkt die radioaktiven Niederschläge herangezogen wurden, ergab sich die im Juni 1962 in Frankfurt/M. auf dem Erdboden abgelagerte Spaltproduktaktivität zu 160 mc/km^2 in guter Übereinstimmung mit dem theoretisch errechneten Wert von 180 mc/km^2 . Diese Zahl wurde durch Summation der täglich dem Boden zugeführten Spaltproduktaktivität unter Berücksichtigung des radioaktiven Zerfalls gewonnen. Als Folge dieser abgelagerten Spaltproduktaktivität von 160 mc/km^2 konnte eine Strahlendosis von $0,7 \text{ ur/h}$ berechnet werden. Im Vergleich zu der natürlichen Umgebungsstrahlung bedeutet das eine Erhöhung der vom Boden auf den Menschen eindringende Strahlung von nicht ganz 10 %. Ausser den hier speziell beschriebenen Untersuchungen der Fallout-Ablagerungen ist durch Anwendung der Gammaspektrometrie im Freien auch eine Überwachung des Strahlenpegels in der Umgebung von Kernreaktoren und kerntechnischen Betrieben hinsichtlich der Höhe und spektralen Zusammensetzung möglich.

6. Zusammenfassung.

=====

Seit der ersten Versuchsexplosion einer Atombombe am 16. Juli 1945 ist in der Umwelt des Menschen ein neuer Faktor - Kontamination der Biosphäre durch künstlich radioaktive Nuklide - entstanden. Mit der fortschreitenden Ausbreitung der verschiedensten Anwendungen der Atomkernenergie und der Atomkernstrahlung, insbesondere aber infolge der andauernden Atombomben-Versuchsexplosionen, befindet sich die Bedeutung dieses neuen Faktors im Steigen. Damit ergaben sich neue wissenschaftliche, technische, wirtschaftliche und sozial-politische Probleme, die mit der Abwendung der Gefährdung der Menschen durch diesen neuen Faktor verbunden sind. Diese Probleme haben ihren Ursprung zwar in den schon vor Beginn des Atomzeitalters entstandenen Fragen zum Schutz gegen ionisierende Strahlen; sie haben jedoch in der neuen Zeit eine ganz wesentliche Ausweitung erfahren. Das Hauptproblem ist dabei ein rein wissenschaftliches, nämlich die Erkennung der unteren Grenze der Strahlendosis, die eine Gefährdung befürchten lässt. Der praktische Inhalt zur Lösung dieses Problems liegt in den Normen für die "maximal zulässige Strahleneinwirkung" und den "maximal zulässigen Konzentrationen radioaktiver Nuklide". Zur Festlegung dieser Normen wurde in den vergangenen Jahren von einzelnen Forschern und von den entsprechenden internationalen Organisationen viel Arbeit geleistet. Wir verfügen heute über einen Katalog der diesbezüglichen mehr oder weniger gesicherten Zahlenwerte; allerdings sind in diesem Katalog verschiedene empfindliche Lücken vorhanden.

Das obengenannte Grundproblem formt sich beim praktischen Handeln im Strahlenschutz in ein anderes Problem um: dem Problem der Erkennung der unteren Gefahrengrenze bei den tatsächlich vorhandenen Kontaminationen in Luft, Wasser und Nahrungsmitteln. Auch in dieser Richtung ist in den vergangenen Jahren viel Arbeit geleistet und in verschiedenen Fällen die erwähnte Grenze der Gefährdung ermittelt worden. Eine Vereinheitlichung und

Systematisierung der wissenschaftlich korrekten Ermittlungsmethode liegt jedoch nicht vor. In gleicher Weise sind die oben erwähnten Lücken bei den Zahlenwerten der Normen noch nicht ausgefüllt. Die vorliegende Arbeit ist diesen beiden Aufgaben gewidmet.

Die fehlenden, jedoch für die vom Verfasser aufgestellten Ermittlungsverfahren für die maximal zulässige Kontamination unerlässlichen Zahlenwerte der Kontamination wurden durch experimentelle Untersuchungen des Verfassers ermittelt. Damit ergab sich die Möglichkeit, die mit Hilfe der in der vorliegenden Arbeit beschriebenen neuen Berechnungsmethoden ermittelten Werte, mit dem vorliegenden Beobachtungsmaterial (Meßwerte der Überwachungsstellen für die Kontamination) zu vergleichen und die Richtigkeit der vom Verfasser entwickelten Verfahren zu prüfen.

Die vereinheitlichten Berechnungsmethoden beziehen sich auf die Ermittlung der für die Gesamtbevölkerung zulässigen Konzentrationen radioaktiver Spaltprodukte in Luft, Trinkwasser und Nahrungsmitteln. Die durchgeführten Berechnungen ergaben, dass je nach Alter des Spaltproduktgemisches und je nach Art der Aufnahme der einzelnen Nuklide verschiedene "kritische Organe" betrachtet werden müssen. Bei jungen Spaltproduktgemischen sind diese Organe bei der Aufnahme der Radionuklide mit der Luft die Lunge und bei der Aufnahme mit dem Wasser der Magen-Darm-Kanal; bei älteren Gemischen ist das kritische Organ, unabhängig von der Aufnahmeart, der Knochen. Die Beachtung der neben den Spaltprodukten bei der Atombombenexplosion durch die freiwerdenden Neutronen entstehenden induzierten Radionuklide ergab, speziell durch die Uran- und Plutonium-Isotope, - die ebenfalls als ungespaltenes Bombenmaterial vorliegen können - die Notwendigkeit einer Reduktion der zulässigen Konzentration der Fallout-Produkte in der Luft. Die Untersuchung der gesamten sich durch die Kontamination der Biosphäre ergebenden Sachlage ermöglichte es, in der im einzelnen beschriebenen Art und Weise zulässige Konzentrationen radioaktiver Fallout-Produkte in Luft, Trinkwasser

und Nahrungsmitteln anzugeben. Dabei wurde sowohl die Strahleneinwirkung durch abgelagerte Spaltprodukte wie auch die unterschiedliche Zufuhr der Radionuklide mit der Luft, dem Wasser und der Nahrung berücksichtigt. Die Gültigkeit dieser, für die Gesamtbevölkerung gewonnenen Zahlen für bestimmte, spezielle Bevölkerungsgruppen wurde ebenfalls überprüft, und es konnte gezeigt werden, dass bei Verbrauchern von Zisternenwasser und bei Kleinstkindern die in der Nahrung zulässigen Kontaminationswerte um 20 % bzw. 30 % reduziert werden müssen.

Bei der Bestimmung der zulässigen Konzentrationen zeigte es sich, dass die genaue Kenntnis der durch die auf dem Erdboden vorhandenen Fallout-Ablagerungen bedingten Strahlendosis unerlässlich ist. Die bisher durchgeführten Bestimmungen dieser Grösse mit Ionisationskammern sind infolge der Schwankungsbreite der natürlichen Umgebungsstrahlung unsicher und unbefriedigend. Aus diesem Grund wurde vom Verfasser der Radiologische Meßwagen des Max Planck-Instituts für Biophysik mit einem Szintillationskristall in Verbindung mit einem Vielkanal-Analysator ausgerüstet. Die damit durchgeführten Untersuchungen zeigten, dass neben der Analyse der spektralen Zusammensetzung der Umgebungsstrahlung eine quantitative Messung der Fallout-Ablagerungen möglich ist. Eine vorgenommene Eichung der Szintillometeranordnung ergab für Juni 1962 eine abgelagerte Flächenaktivität von 160 mc/km^2 in guter Übereinstimmung mit dem theoretisch berechneten Wert von 180 mc/km^2 . Die durch diese Flächenbelegung resultierende Strahlendosis konnte zu $0,7 \mu\text{r/h}$ berechnet werden. Somit war die Leistungsfähigkeit dieser experimentellen Bestimmungsmethode der auf dem Erdboden abgelagerten Spaltproduktaktivität bewiesen.

Die in der vorliegenden Arbeit beschriebenen Untersuchungen zeigen, dass mit dem entwickelten Verfahren zur Bestimmung der Fallout-Ablagerungen und mit Hilfe der beschriebenen Berechnungsmethoden ermittelten zulässigen Konzentrationen radioaktiver Fallout-Produkte in Luft, Trinkwasser und Nahrungsmitteln jede als Folge der Versuchsexplosionen auftretende Kontamination der Biosphäre hinsichtlich ihrer biologisch-medizinischen Bedeutung für die Bevölkerung erfasst und beurteilt werden kann.

Literatur

- (1) 1. Strahlenschutzverordnung, Bundesgesetzblatt, Teil I. Nr. 31 (1960)
- (2) Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, 2. Jahrgang, Nr. 11, 29.2.1959
- (3) Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, Report of Committee II on Permissible Dose for Internal Radiation, Pergamon Press, New York (1959)
- (4) Rajewsky, B. Strahlendosis und Strahlenwirkung, G. Thieme-Verlag, Stuttgart 1956
- (5) Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, New York 1958 (auch: Schriftenreihe "Strahlenschutz" des Bundesministers für Atomkernenergie und Wasserwirtschaft, Heft 8 (1960) und New York 1962)
- (6) Hultquist, B. Kungl. Svenska Vetenskapsakademiens Handlingar, Band 6, Nr. 3, Stockholm 1956
- (7) Libby, W., Science 122, 57 (1955)
- (8) Compton, A.H. und R.N. Turner, Phys. Rev. 52, 799 (1937)
- (9) Paul, H., Nuclear Geology, New York (1954)
- (10) Franke, Th., H. Gramberg und A. Schraub, Atompraxis (im Druck)
- (11) Bundesminister für Atomkernenergie und Wasserwirtschaft, Schriftenreihe "Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung" (erscheint vierteljährlich)
- (12) II. Report to the Medical Research Council, London 1960
- (13) Documenta Geigy, 6. Auflage, Basel 1960
- (14) Spiers, W., Brit. J. Radiol. 29, 409 (1956)
- (15) Anderson, E.C. und W.F. Libby, Phys. Rev. 81, 64 (1951)
- (16) Rev. mod. Phys. 30, Nr. 2, Part. II (1958)
- (17) US AEC, HASL-113, Juli 1961
- (18) Schraub, A. in: Schriftenreihe "Strahlenschutz" des Bundesministers für Atomkernenergie und Wasserwirtschaft, Heft 6 (1958)
- (19) Turner, R.C., J.M. Radley und W.V. Maynard, Brit. J. Radiol. 31, 397 (1958)
- (20) Walton, A.R. Kologrivov und J.L. Kulp, Health Physics 1, 409 (1959)
- (21) Stahlhofen, W. persönl. Mitteilung
- (22) Hursh, J.B., A. Lovaas und E. Blitz, US AEC, UR-581 (1960)
- (23) Maynard, W.V. in (12)
- (24) Jacobi, W., K. Au und A. Schraub, Naturwiss. 13, 398 (1955)

- (25) Schraub, A., Brit.J. of Radiol. 7, 114 (1957)
- (26) Schraub, A., Habilitationsschrift Universität Frankfurt/M., 1958
- (27) Sonderausschuß Radioaktivität, I. und II. Bericht, Thieme-verlag, Stuttgart (1958, 1959)
- (28) Dresel, H., Schriftenreihe "Strahlenschutz" des Bundesministers für Atomkernenergie und Wasserwirtschaft, Heft 11 (1959, 1960)
- (29) Brichzy, W. und F. Wachsmann, Atompraxis 5, Heft 7/8 (1959)
- (30) Seelentag, W. und E. Klotz, Strahlentherapie 110, 606 (1959)
- (31) Seelentag, W. und S. Pek, Strahlentherapie 110, 116 (1959)
- (32) US AEC, HASL-111, April 1961
- (33) Lockhart, L.B. jr., US Naval Research Laboratory, monatliche Berichte
- (34) Langham, W. und E.C. Anderson, HASL-42 (1958)
- (35) Schumann, G. Staub 20, 319 (1960) (und persönl. Mitteilung)
- (36) Sonderausschuß Radioaktivität, Schriftenreihe "Strahlenschutz" des Bundesministers für Atomkernenergie und Wasserwirtschaft, Heft 10 (1959)
- (37) Franke, Th. und L. Sattler in "Jubiläumsschrift anlässlich des 25-jährigen Bestehens des Max-Planck-Instituts für Biophysik" (im Druck)
- (38) Bundesminister für Atomkernenergie und Wasserwirtschaft, Bericht IV/60 der Schriftenreihe "Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung"
- (39) Aarkrog, A. und J. Lippert, Risö Report Nr. 23 (1961)
- (40) Kulp, J.L. und A.R. Schulert, NYO-9934 (1961)
- (41) Pribilla, O., Atompraxis 8, 48 (1962)
- (42) Katcoff, S., Nucleonics 16, Nr. 4, 78 (1958)
- (43) Hunter, H.F. und N.E. Ballou, Nucleonics 9, Nr. 5, C-2 (1951)
- (44) Bolles, R.C. und N.E. Ballou, Nucl. Science und Engin. 5, 156 (1959)
- (45) Hallden, N.A., J.M. Fisenne, L.D.Y. Ong und J.H. Harley, HASL-117 (1961)
- (46) Way, K. und E.P. Wigner, Phys. Rev. 73, 1318 (1948)
- (47) Franke, Th., Atomkernenergie 4, 308 (1959)
- (48) Peirson, D.H., R.N. Crooks und E.M.R. Fisher, AERE-R 3358 (1960)
- (49) Mandeville, Nucleonics 9, Nr. 5 C-8 (1951)
- (50) Stebbins, A.K. DASA 539 B (1961)
- (51) HASL-42, -51, -65, -69, -77, -84, -88, -95, -105, -111, -113, -115, -117, -122, -127, -131, und -132
- (52) Cambray, R.J. Harwell, England (persönl. Mitteilung)
- (53) Rajewsky, B., Th. Franke, E. Groos, J. Heyder, A. Kaul, W. Lippert und M.F. Rajewsky, Atompraxis 8, Heft 7 (1962)

- (54) Crooks, R.N., R.G.N. Osmond, M.J. Owers, E.M.R. Fisher und T.W. Evett, AERE-R 3127 (1959)
- (55) Russel, R.S. ARCL 5 (1960)
- (56) Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten der Bundesrepublik Deutschland 1959, Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin (1960)
- (57) Hoffström, K.A., Scand. Arch. Physiol. 23, 326 (1910)
- (58) Wilhelm, G. persönl. Mitteilung
- (59) Gerlach, W. und K. Stierstadt, Atomkernenergie 1, 237 (1956), 2, 161, 438 (1957), 3, 222 (1958), 4, 143 (1959), 5, 335 (1960), 7, 179 (1962)
- (60) Hallden, N.A. und J.H. Harley, NYO-4859 (1957)
- (61) Gustafson, P.F., Radiology 75, 282 (1960)
- (62) Herbst, W. und G. Hübner, Atomkernenergie 6, 75 (1961)
- (63) Jahnke-Emde-Lösch, Tafeln höherer Funktionen, B.G. Teubner Verlagsges., Stuttgart (1960)

Meinem hochverehrten Lehrer, Herrn Prof. Dr. B. Rajewsky,
danke ich für die Anregung zu diesen Untersuchungen
und für die jederzeit gewährte Unterstützung bei
der Durchführung der Arbeit.

Lebenslauf

Als Sohn des Arztes Dr. Gerhard Franke und dessen Ehefrau Käthe wurde ich am 7. Januar 1933 in Berlin geboren. Nach Besuch der Grund- und Oberschule bestand ich 1950 das Abitur.

Nach einer einjährigen Tätigkeit als Praktikant im Institut für Festkörperphysik der Deutschen Akademie der Wissenschaften begann ich im Wintersemester 1951/52 mein Studium der Physik an der Humboldt-Universität in Berlin. 1953 setzte ich das Studium an der Ludwig-Maximilian-Universität München fort und bestand 1958 unter Leitung von Herrn Prof. Dr. W. Gerlach die Diplomprüfung. Im Anschluß daran war ich im Labor Prof. Dr. Berthold, Wildbad/Schwarzwald als Entwicklungs- und Strahlenschutzphysiker tätig. Im Sommer 1960 übernahm ich die Stellung eines wissenschaftlichen Mitarbeiters im Sekretariat des Sonderausschuss Radioaktivität und führte gleichzeitig im Max-Planck-Institut für Biophysik unter Anleitung von Herrn Prof. Dr. B. Rajewsky die vorliegende Dissertation durch.

